Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

Stoffstromanalysen für kleine bis mittlere Flussgebiete als Grundlage für die Planung und Umsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen

Stephan Fuchs
Jan Butz
Antje Bechtel

Universität Karlsruhe
Institut für Siedlungswasserwirtschaft

Förderkennzeichen: BWC 21003

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert

Juni 2004

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Im Text verwendete Abkürzungen

ABAG:	Allgemeine Bodenabtragsgleichung
ALLB:	Amt für Landwirtschaft, Landschaft- und Bodenkultur
ATKIS:	Amtliches Topographisches-Kartographisches Informationssystem
ATV:	Abwassertechnische Vereinigung e.V. (Nachfolger: ATV-DVWK)
ATV-DVWK:	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Wasser und Abfall
AZV:	Abwasserzweckverband
BK:	Bodenkarte
BÜK:	Bodenübersichtskarte
BW:	Baden-Württemberg
dABAG:	differenzierte Allgemeine Bodenabtragsgleichung
DHM:	Digitales Höhenmodell
DVWK:	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik (Nachfolger: ATV-DVWK)
DWD:	Deutscher Wetterdienst (Offenbach)
EBZI:	Entwicklungs- und Betreuungszentrum für Informations- und Kommunikationstechnik des Ministeriums für Ernährung und ländlichen Raum Baden-Württemberg
GIS:	Geographisches Informationssystem
GWD NOR:	Gewässerdirektion Nördlicher Oberrhein (Karlsruhe)
IKSR	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
ISWW:	Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe
IPF:	Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung der Universität Karlsruhe
LARSIM	Large Area Runoff SImulation Model
LfU:	Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
LGRB:	Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg
LUFA:	Staatliche Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt (Augustenberg)
LV:	Landesvermessungsamt Baden-Württemberg
MLR	Ministerium Ländlicher Raum
MONERIS	Modelling Nutrient Emissions in River Systems
NID:	Nitrat-Informations-Dienst
Nmin	Mineralisierter Stickstoff
NO_3	Nitrat
PO_4	Phosphat
SchALVO	Schutz- und Ausgleichsverordnung
SDR:	Sediment Delivery Ratio (dt.: Sediment Eintragsverhältnis)
SLA	Statistisches Landesamt
TIN:	Triangulated Irregular Network (unregelmäßige Dreiecksvermaschung)
TK:	Topographische Karte
UBA	Umweltbundesamt

UFT:	Umwelt- und Fluid-Technik Dr. H. Brombach GmbH
UIS:	Umweltinformationssystem Baden-Württemberg
USGS:	United States Geological Survey (U.S. Amerikanisches Amt für Bio- und Geowissenschaften)
USLE:	Universal Soil Loss Equation (dt.: Allgemeine Bodenabtragsgleichung)

Formelzeichen

<u>Großbuchstaben:</u>

A - Bodenabtrag [t/(ha·a)]

A - Flächen

1. Indizes:

   AC - Ackerflächen
   b - befestigte Fläche
   BR - Brachflächen
   DACH - Dachflächen
   DR - drainierte Fläche
   E - durch Entwässerung erfasstes Einzugsgebiet
   EZG - Einzugsgebiet
   EZGZ - Einzugsgebiet der Zelle
   GEW - Gewässeroberfläche
   HO - Hofflächen
   LF - landwirtschaftliche Fläche
   Mi - in Mischkanalisation entwässert
   nb - nicht befestigte Fläche
   SW - (ausserörtliche) Straßen & Wege
   Tr - in Trennkanalisation entwässert

2. Indizes:

   gv - gering verschmutzt
   v - verschmutz

AF - Austauschfaktor

AH - Austaushäufigkeit

C - C-Faktor der ABAG [-]

C - Konzentration

1. Indizes:

   AD - atmosphärische Deposition
   BOD - Boden
   DR - Drainage
   GW - Grundwasser
   HO - Hofabläufe
   KA - Kläranlage
   OA - Oberflächenabfluss

2. Indizes:

   AC - Ackerflächen
   BR - Brachflächen
   gv - gering verschmutzt

Som - Sommer
v - verschmutzt
Win - Winter

DNR - Denitrifikationsrate [kg N/(ha·a)]

Index:

max - maximale

E - Emission

2 weitere Buchstaben für den Pfad:

AD - atmosphärische Deposition
AG - Abflusslose Gruben
DA - dezentrale Abwasserreinigung
DR - Drainagen
ER - Erosion
GW - Grundwasser
HA - Hofabläufe & Abdrift
HO - Hofabläufe
HR - Hofreinigung
KA - Kläranlage
MG - Mehrkammergruben
MK - Mischkanäle
OA - Oberflächenabfluss
RK - Regenkanäle
SW - außerörtliche Straßen & Wege

ER - Anreicherungsfaktor (engl.: enrichment ratio) [-]

EW - Einwohnerwert

EZ - Einwohnerzahl

Indizes:

AG - Abflusslose Gruben
DA - dezentrale Abwasserreinigung
KA - Kläranlage
MG - Mehrkammergruben
Mi - in Mischkanalisation entwässert
Tr - in Trennkanalisation entwässert

G - Gehalt

Indizes:

BOD - Boden
MD - mineralischer Dünger
OD - organischer Dünger

K - K-Faktor der ABAG [t·h/(ha·N)]

L - L-Faktor der ABAG [-]

M - Michaelis-Menten-Konstante

N - Niederschlag
 Indizes:
 a - Jahres
 Som - Sommer
 Win - Winter
P - P-Faktor der ABAG [-]
Q - Abflüsse
 1. Indizes:
 BAS - Basis
 DIR - Direkt
 DR - Drainspende
 INT - Interflow
 KA - Kläranlagen~
 OA - Oberflächen~
 2. Indizes:
 Som - Sommer
 Win - Winter
R - R-Faktor der ABAG [$kJ \cdot mm/(m^2 \cdot h)$]
S - S-Faktor der ABAG [-]
SDR - Sediment Eintragsverhältnis [%]
SL - Hangneigung [%]
TR - Evapotranspiration [mm/a]
Ü - Bilanz-Überschüsse [$kg/(ha \cdot a)$]
 Indizes:
 LF - landwirtschaftliche Fläche
Wpfl - pflanzenverfügbares Wasser [mm/a]
Y - Sedimentfracht [t/a]
Z - Anzahl
 Indizes:
 B - landwirtschaftliche Betriebe

Kleinbuchstaben:

a - Formfaktor in der Berechnung der Erosion [-]
b - Breite einer Zelle [m]
e - spezifische Frachten
 Indizes:
 EW - einwohnerspezifische Fracht
 B - betriebsspezifische Fracht in der Landwirtschaft
f - spezifische Oberflächenfracht
 Indizes:
 AD - atmosphärische Deposition

Tr - in Trennkanalisation entwässert
Mi - in Mischkanalisation entwässert
SW - außerörtliche Straßen & Wege

i - Infiltrationsrate [m/s]
l - Hanglänge [m]
m - Hanglängenexponent [-]
q - (flächen-)spezifische Abflüsse

1. Indizes:

BAS - Basis
DIR - Direkt
DR - Drainspende
IN - Zufluss aus dem oberhalb liegenden Hangsegment [m³/(m·s)]
INT - Interflow
KA - Kläranlagen~
OA - Oberflächen~
OUT - Abfluss aus dem betrachteten Hangsegment [m³/(m·s)]

2. Indizes:

Som - Sommer
Win - Winter

r - Niederschlagsintensität [m/s]
Δx - Länge eines Hangsegments [m]

<u>Griechische Buchstaben:</u>

α - Anteil

Indizes:

ACKER - Ackerflächen
DACH - Dach
DR - Drainagen
SI - versickernder Anteil
SW - Straßen & Wege mit Vorfluteranbindung
UD - undichter abflussloser Gruben
V = Verlustanteil (Versickerung des Mulden und Gräben zufließenden Wassers) [-]

η - Wirkungsgrad

Indizes:

AG - Abflusslosen Gruben
BOD - Bodenfilter
MG - Mehrkammergrube

Θ - Hangneigung [°]
Ψ - Abflussbeiwert

allgemeine Indizes:

N,P - Nährstoffe
SM - Schwermetalle

Danksagung

Dieses Forschungsvorhaben wurde mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg durch die beim Forschungszentrum Karlsruhe eingerichtete Projektträgerschaft Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS) gefördert. Wir möchten uns an dieser Stelle beim Projektträger, dem Projektrat und den Fachgutachtern für die Förderung und das in uns gesetzte Vertrauen bedanken.

Besonderer Dank gilt weiterhin den Mitgliedern der Arbeitsgruppe, die unsere Arbeit mit großem Interesse und zahlreichen fachlichen Anregungen begleitet haben und insbesondere aufgrund Ihre Kenntnisse der konkreten Situation vor Ort und ihrem Wissen über die Belange der Praxis sehr hilfreich waren. Folgende Personen konnten für die Mitarbeit in der Arbeitsgruppe gewonnen werden:

- Herr Dr.-Ing. J. Ruf, Herr Dipl.-Geogr. K. Henning, Herr Dipl.-Ing. V. Kolokotronis & Herr Dipl.-Ing. J. Heimler, Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe
- Herr R. Kern & Frau B. Straub, Amt für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur, Bruchsal
- Herr Prof. Dr. F. Timmermann & Herr Dr. M. Mokry, Staatl. Landwirtschaftl. Untersuchungs- und Forschungsanstalt Augustenberg, Karlsruhe-Durlach
- Herr Dr.-Ing. H. Behrendt, Institut für Binnenfischerei und Gewässerökologie, Berlin
- Frau Dipl.-Ing. I. Steger, Regierungspräsidium Karlsruhe
- Herr Dipl.-Ing. A. Ehrl, Herr Dipl.-Ing. W. Heidelberger & Herr Dipl.-Ing. G. Werner, Gewässerdirektion Nördlicher Oberrhein
- Herr Dipl.-Ing. W. Merz, Landratsamt Karlsruhe
- Herr Dr.-Ing. U. Weidner, Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung, Universität Karlsruhe

Unser Dank gilt weiterhin den zahllosen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Städte & Gemeinden unseres Testgebietes und den vielen Ingenieur-/Vermessungsbüros, die uns mit Rat und Tat zur Seite standen.

Zusammenfassung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie stellt der Wasserwirtschaft u.a. die Aufgabe, die Stoffeinträge in die Gewässer zu quantifizieren und in erforderlichem Umfang zu vermindern, um einen guten Zustand der Gewässer zu erreichen oder zu sichern. Nach Abschluss der Arbeiten zur Bestandsaufnahme Ende 2004 werden orientierende Hinweise zur Belastung der Gewässer und zur Signifikanz einzelner Verursacherbereiche vorliegen. Zur Aufstellung der dann gegebenenfalls zu erstellenden Bewirtschaftungs- und Maßnahmenpläne werden nachfolgend vertiefte Analysen in kleineren Bearbeitungseinheiten durchzuführen sein. Vor diesem Hintergrund ist es erforderlich, auf einer maßnahmenrelevanten Maßstabsebene Instrumentarien zur Quantifizierung der Stoffeinträge zu entwickeln und für die Praxis bereitzustellen.

Ein Beitrag zur Lösung dieser Aufgabe wurde in diesem Vorhaben geleistet. Am Beispiel eines intensiv landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebietes wurden auf Grundlage existierender Modellansätze relevante Eintragspfade identifiziert und belastungsmindernde Maßnahmen abgeleitet. Als Untersuchungsgebiet wurde das Einzugsgebiet des Oberen Kraichbachs (A_{EZG} = 161 km^2) ausgewählt, das sich insbesondere durch die dort praktizierte, intensive landwirtschaftliche Produktion auszeichnet. Der im Vergleich zu Baden-Württemberg (59 %) resp. Deutschland (54 %) überdurchschnittlich hohe Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen von mehr als 67 % unterstreicht dies eindrücklich.

Für insgesamt 11 Eintragspfade wurden die erforderlichen Eingangsdaten recherchiert und verschiedene Modellansätze auf ihre Einsetzbarkeit zur Beschreibung der Stoffeinträge in die Gewässer auf Flussgebietsebene untersucht.

Der Fokus der Datenrecherche lag auf der Gewinnung von statistischen und stofflichen Eingangsdaten mit einem möglichst hohen regionalen Bezug. Es wurden daher auf eigene Messdaten und auf die im Einzugsgebiet gewonnenen Ergebnisse Dritter zurückgegriffen. Der Naturraum Kraichgau ist auf Grund des bestehenden Nutzungsschwerpunktes und der daraus resultierenden Gewässerproblematik Gegenstand einer Vielzahl von Untersuchungen, so dass auf umfangreiches Datenmaterial zurückgegriffen werden konnte.

Die geprüften Modellansätze umfassten sowohl physikalisch basierte Modelle zur Beschreibung von Einzelpfaden als auch konzeptionelle, empirische Modellbausteine. Intensiv wurden mögliche Alternativen für diejenigen nicht nur im Untersuchungsgebiet, sondern allgemein als bedeutend anzusehenden Eintragspfade geprüft, für die ein Verbesserungsmöglichkeit gesehen wurde. Dies sind die Erosion, der Grundwassereintrag und die Entlastungen von Mischkanalisationen.

Entscheidungsrelevant für die Nutzung eines Modellansatze im hier vorgestellten Gesamtmodell waren:

- realitätsnahe Abbildung der Stoffeinträge,
- Berücksichtigung operabler Größen,
- flächendeckende Verfügbarkeit der erforderlichen Eingangsdaten,
- Transparenz des Berechnungsansatzes,
- Anwendbarkeit auch außerhalb von Forschungsinstituten und
- weitgehende Kompatibilität zu bestehenden makroskaligen Flussgebietsmodellen.

Vollumfänglich können diese Anforderungen nur durch konzeptionelle Modellansätze, gegebenenfalls in Kombination mit deterministischen Einzelmodellen, erfüllt werden.

Die im Vorhaben getesteten, physikalisch basierten Modelle, wie z.B. E3D, führten in Teileinzugsgebieten ohne aufwändige Eichung nicht zu akzeptablen Ergebnissen und sind so

anspruchsvoll bezüglich der Eingangsdaten, dass selbst die Anwendung im kleinen und vergleichsweise gut dokumentierten Einzugsgebiet des Weiherbachs nicht gelang.

Die Güte der Gesamtergebnisse wird weniger durch den Modellansatz als vielmehr durch die Verfügbarkeit und Qualität der erforderlichen Eingangsdaten bestimmt. Es kann daher festgehalten werden, dass die auf der Ebene großer Einzugsgebiete entwickelten Ansätze nach einigen Modifikationen und unter Verwendung standortgerechter Eingangsdaten auch für kleine Bearbeitungseinheiten sehr gute Ergebnisse liefern. In diesem Vorhaben wurden die Ansätze folgender Eintragspfade weiterentwickelt/modifiziert:

- Grundwasser
- Erosion
- Mischwasserüberläufe

Zur Überprüfung der Güte der Modellergebnisse und zur Beschreibung der Transport- und Retentionsprozesse im Einzugsgebiet wurde während des gesamten Untersuchungszeitraumes ein zweistufiges Messprogramm durchgeführt. Über ein 14-tägliches Routinemessprogramm wurde beispielsweise die Basis zu Berechung der im Gewässer transportierten Frachten geschaffen. Die Ergebnisse diese Programms erlauben darüber hinaus Rückschlüsse auf den Wasserhaushalt im Einzugsgebiet und den daran gekoppelten Stofftransport. Sowohl die gemessenen Abflüssen als auch die Stoffkonzentrationen belegen, das der Kraichbach im Mittel ein basisabflussdominiertes Gewässer ist. Jahreszeitliche Schwankungen im Stoffdargebot des Einzugsgebietes spiegeln sich in der Gewässerqualität nicht wieder, sondern werden durch den Grundwasserspeicher mit langen Aufenthaltszeiten (10-20 Jahre) abgepuffert.

Das Routineprogramm wurde ergänzt um abflussgesteuerte Ereignisprobennahmen an 2 Kontrollpegel, um die Frachtbetrachtungen im Gewässer zu komplettieren und um die auf Einzelereignisse zurückzuführenden Frachtanteile zu quantifizieren. Erwartungsgemäß ist der ereignisbedingte Frachtanteil bei Stickstoff gering (4,3%), während etwa ein Viertel der Phosphorjahresfracht an nur 9 Tagen realisiert wird.

Die Gegenüberstellung der berechneten Einträge und der über die Gewässeruntersuchungen ermittelten Frachten belegt die Eignung der zugrundegelegten Daten und Quantifizierungsansätze für das gegebene Untersuchungsgebiet. Bei Stickstoff und Phosphor werden größte Übereinstimmungen bzw. folgerichtige Abweichungen zwischen Eintrag und Gewässerfracht festgestellt. Und mit Ausnahme des Kupfers zeigen sich auch bei den Schwermetallen trotz erhebliche größerer Unsicherheiten, sowohl auf der Emissions- als auch auf der Immissionsseite, gute Übereinstimmungen.

In der Summe belaufen sich die Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet des oberen Kraichbaches auf 263 t N/a und 16,3 t P/a. Demgegenüber stehen die Gewässerfrachten von 232 t N/a bzw. 18,3 t P/a. Bezüglich des Stickstoffes ist der Unterschied zweifellos und folgerichtig auf die gewässerseitige Retention zurückzuführen, die bei diesem Vergleich noch nicht berücksichtigt ist. Beim Phosphor, für den sich rechnerisch eine negative Retention ergeben würde, ist festzustellen, dass unter den gegebenen gewässermorphologischen Bedingungen von einer Nullretention auszugehen ist. Die ermittelte Differenz zwischen Gewässerfracht und Einträgen ist auf eine geringe Unterschätzung der Eintragssituation (Erosion, Mischkanalisationsüberläufe) und besondere Unsicherheiten in der Immissionsberechnung zurückzuführen.

Die bedeutendsten Anteile der Stickstoffemissionen mit annähernd 55 % liefern die Einträge über das Grundwasser. Kommunale Kläranlagen tragen zu weiteren 20 % zur Gesamtfracht bei und alle weiteren Eintragspfade haben Emissionsanteile, die deutlich unter 10 % liegen.

Für den Phosphor haben ebenfalls die kommunalen Kläranlagen im Gebiet mit ca. 33 % einen hohen Anteil an den Gesamtemissionen. Bedeutender sind allerdings noch die Einträge über die Erosion, die mit 38 % zu berechneten Gesamtfracht beitragen.

Bemerkenswert für beide Stoffe ist, dass die Mischwasserüberläufe in nicht vernachlässigbarer Größenordnung (N: 8,9 %; P: 11 %) als Emittent berechnet wurde. Insbesondere beim Stickstoff weicht die Fracht von den bisher veröffentlichten Ergebnissen ab. Die Abweichung ist neben der Veränderung des Berechungsansatzes vor allem auf die Nachrecherche realitätsnaher Überlaufkonzentrationen zurückzuführen.

Ein Vergleich der ermittelten Gesamtfrachten mit den Ergebnissen anderer Autoren (RUF, 2003) verdeutlicht eklatante Abweichungen in der Summe und bei einzelnen Pfaden. Die für den Stickstoff berechnete Gesamtfracht wird von RUF (2003) 25 % höher geschätzt, was zu 100 % aus einer höheren berechneten Fracht über Grundwasser erklärt werden kann. Die Emissionen aus Grundwasser für sich genommen werden rund 75 % größer berechnet. Bei Phosphor wird die über Erosion eingetragene Fracht von RUF (2003) 40 % größer geschätzt.

Diese Unterschiede sind im wesentlichen auf die Verwendung modifizierter, an den Betrachtungsmaßstab angepasster Quantifizierungsansätze und auf die Einbeziehung neuer, gebietsspezifischer Eingangsdaten zurückzuführen. Im Pfad Grundwasser fand das Wasserhaushaltsmodell LARSIM Eingang, womit die Grundwasserneubildungsrate detaillierter berechnet werden konnte. Die Differenz in der Erosionsberechnung lässt sich u.a. durch einen speziell für das Einzugsgebiet abgeleiteten Anreicherungsfaktor erklären.

Die Schwermetalleinträge in den Kraichbach stellen sich wie folgt dar:

Cd [kg/a]	Cr [kg/a]	Cu [kg/a]	Ni [kg/a]	Pb [kg/a]	Zn [kg/a]
5,7	269,9	393,0	270,6	271,3	1.600,5

Metallspezifisch wechselt die Bedeutung der einzelnen Eintragspfade sehr stark. In unterschiedlicher Reihenfolge, abhängig von chemisch-physikalischen Verhalten der verschiedenen Metalle, werden die Eintragspfade Mischwasserüberläufe, Erosion und kommunale Kläranlagen als Haupteintragspfade identifiziert. Das Spektrum der über Mischwasserüberläufe emittierten Schwermetallanteile liegt beispielsweise zwischen ca. 45 % für Zink und 8 % für Nickel. Bei den erosionsbedingten Metalleinträgen steht Chrom mit 76 % an erster Stelle, Kupfer wird mit 26 % vorwiegend über den Ablauf der kommunalen Kläranlagen in den Kraichbach eingetragen.

Wie auch bei den Nährstoffe ergibt der Vergleich mit den Ergebnissen anderer Autoren teilweise eklatante Abweichungen. Und ebenfalls wie bei den Nährstoffen sind dies Abweichungen auf die verbesserten Modellansätze und die Güte der Eingangsdaten zurückzuführen.

I. TEIL: Einleitung

1 Einführung

1.1 Motivation

Auf Grund internationaler Vereinbarungen (Internationale Nordseeschutzkonferenz *INK*, Helsinki-Kommission *HELCOM*) und der in Kraft getretenen EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2000) besteht für die Wasserwirtschaft die Verpflichtung, die Stoffeinträge in die Gewässer zu quantifizieren und in erforderlichem Umfang zu vermindern. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass sich die einzuhaltenden Reduktionsziele nicht nur aus den Anforderungen zum Schutz der direkt betroffenen Gewässer, sondern auch aus den Anforderungen von übergeordneten Ökosystemen (z.B. Nord- und Ostsee) ableiten können.

Aktuelle, großräumig angelegte Bilanzierungen zeigen, dass die in den oben genannten Vereinbarungen festgehaltenen Belastungsminderungen (P und N 50% innerhalb von 10 Jahren) für den Stickstoff nicht erreicht werden konnten (BEHRENDT et al., 1999). Auch die Qualitätsziele für Schwermetalle können trotz erheblicher Erfolge im Bereich der Punktquellen in vielen Gewässern nicht eingehalten werden (FUCHS et al., 2002).

Eine weitere Minderung der Stoffeinträge setzt unter anderem eine differenzierte Analyse der Stoffflüsse auf einer Maßstabsebene voraus, auf der auch Maßnahmen zur Eintragsminderung geplant und umgesetzt werden können. Die im Vorprojekt zu diesem Vorhaben angewendeten und weiterentwickelten Quantifizierungsansätze zeigen, dass:

1. die Stoffeinträge aus landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebietsanteilen und über den Pfad Regenwasserbehandlung erheblich sind,
2. die Qualität der Modellaussagen maßgeblich von der Verfügbarkeit bzw. Einbindung regionaler Eingangsdaten geprägt wird,
3. für einzelne, als dominant anzusehende Eintragspfade weiterer Entwicklungsbedarf besteht und
4. eine einfache Übertragung der für großräumige Betrachtungen entwickelten Ansätze zu einer deutlichen Fehleinschätzung der im Gebiet gegebenen Problemstellung führen kann/muss.

1.2 Zielsetzung

Aus den oben skizzierten Randbedingungen ergibt sich unmittelbar die Zielsetzung des durchgeführten Vorhabens.

Für mittlere bis große Flussgebiete (A_{EZG} = 1.000 - 100.000 km^2) liegen Ansätze vor, die einen Überblick über die Eintragssituation erlauben, so dass auf dieser Ebene grundsätzliche Handlungsprioritäten abgeleitet und Zielvorgaben festgelegt werden können. Am anderen Ende der Raum-Zeit-Skala, also für sehr kleine Gebiete, wurde ebenfalls eine Reihe von Simulationsmodellen entwickelt, die dem Verständnis einzelner Prozesse bzw. der Beantwortung spezieller Fragestellungen dienen, für die Praxis jedoch kaum anwendbar sind, da sie höchste Anforderungen an Umfang und Qualität der Eingabedaten stellen.

Für kleine bis mittlere Flussgebiete fehlen bislang Instrumente, die die Bedeutung einzelner Emissionspfade transparent machen, um die Planung und Umsetzung konkreter Maßnahmen zur Belastungsminderung zu unterstützen. In der Entwicklung eines derartigen Instru-

mentes und der Ableitung von praxisrelevanten Maßnahmen ist das Ziel des beantragten Vorhabens zu sehen.

Unter Einbeziehung der Erfahrungen aus dem Projekt "Seefelder Aach" und der Nutzung der detaillierten Daten des BMBF-Vorhabens „Weiherbach“ (PLATE, 1992, 1996) sollen Methoden zur Stoffstromanalyse im Einzugsgebiet des Kraichbaches angewandt, auf die speziellen Verhältnisse angepasst und weiterentwickelt werden. Der Kraichbach unterscheidet sich von der Seefelder Aach neben der deutlich höheren Belastung mit Pflanzennährstoffen (landwirtschaftliches Vorzugsgebiet) dadurch, dass auf Grund der Belastungssituation und der bereits vorhandenen Datenlage auch ein erster Versuch zur Analyse des Schwermetalleintrages unternommen werden kann.

Im Endergebnis soll ein Modell zur Quantifizierung der Einträge von Phosphor, Stickstoff und Schwermetallen für kleine bis mittlere Fließgewässer bereitgestellt werden. Das Modell wird entsprechend der Möglichkeiten und Bedürfnisse der Vollzugspraxis entwickelt.

Das Vorhaben wurde daher in enger Abstimmung mit der LfU und der Gewässerdirektion Nördlicher Oberrhein (GWD NOR) durchgeführt, um sicherzustellen, dass die Belange der Praxis bei der wissenschaftlichen Bearbeitung in ausreichendem Umfang berücksichtigt werden. Des weiteren waren auch Vertreter der Landwirtschaftsverwaltung, des zuständigen Landratsamtes und des Regierungspräsidiums in die Projektarbeit involviert. Zur Frage des Stickstoffeintrages über das Grundwasser wurde eine Zusammenarbeit mit dem Institut für Bodenkunde der Universität Hannover initiiert.

1.3 Planung und Ablauf des Vorhabens

Entsprechend dem Förderantrag wurden in den Vorhaben verschiedene Schwerpunkte bearbeitet. Nachdem im Vorprojekt zu diesem Vorhaben die Mehrzahl der erforderlichen Grundlagendaten (Kläranlagenablaufkonzentrationen, Gemeinde- und Gemarkungsgrenzen, analoge und digitale Topographische Karten, Bodenkarten, digitales Höhenmodell u.a.) erhoben und in einem Geografischen Informationssystem (GIS) aufbereitet waren, konnten sich die Arbeiten in diesem Vorhaben auf die vertiefte Recherche und Analyse von Detailinformationen konzentrieren. Diese Arbeiten bezogen sich insbesondere auf die mit der ackerbaulichen Nutzung verbundenen Stoffumsetzungen und –transporte aber auch auf urbanen Gebiete. Zur Prüfung verschiedener Modellansätze war es teilweise erforderlich, Datensätze zu generieren, die in der später bevorzugten Modelllösung keine Anwendung mehr fanden.

Diese Prüfung der verfügbaren Modellansätze hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit für die gegebene Betrachtungsebene war der zweite wesentliche Arbeitschritt im Projektverlauf.

Die im Vorprojekt durchgeführte Grobanalyse hat gezeigt, dass für die Eintragspfade Erosion, Grundwasser und Mischwasserentlastungen eine Weiterentwicklung des verfügbaren Instrumentariums geboten ist. Die Verwendung von physikalisch basierten Modellansätzen als integraler, flächendeckend anzuwendender Bestandteil des Gesamtmodells ist in diesem Zusammenhang nicht als Lösung anzusehen. Entsprechende Modelle stellen in der Regel so hohe Anforderungen an die Eingangsdaten, dass sie nur nach umfangreichen Messprogrammen einsetzbar sind. Für Gewässereinzugsgebiete der gegebenen Größe ist der damit verbundene Aufwand nicht leistbar. Die angestrebte Weiterentwicklung bezog sich damit eindeutig auf die verfügbaren konzeptionellen, empirischen Ansätze.

Unter Nutzung der geeignetsten Ansätze und teilweise hochaufgelöster Daten wurde schließlich ein modulares Modell aufgebaut, so dass die Teilmodelle (einzelne Emissionspfade) unabhängig erarbeitet, geändert und gegebenenfalls ausgeblendet werden können. Auf Basis des Modellansatzes wurde nachfolgend der Ist-Zustand des Kraichbaches

berechnet und mit Hilfe einer Immissionsanalyse validiert. Die Berechnung von Szenarien nach der Umsetzung von Minderungsmaßnahmen konnte im Zeitrahmen dieses Vorhabens nicht vollständig durchgeführt und dokumentiert werden. Für die bedeutenden Eintragspfade sind aber die Maßnahmenoptionen quantitativ dargestellt und in ihrer zur erwartenden Wirkung beschrieben.

Die Ergebnisse der Eintragsberechnungen wurden anhand von Stoffkonzentrationen resp. Stoffrachen im Gewässer plausibilisiert. Hierzu wurde ein zweistufiges Messprogramm durchgeführt. Über 14tägliche Routineprobenahmen wurden die Grundlagen zur Ermittlung der im Gewässer transportierten Frachten geschaffen und wesentliche Erkenntnisse über das Stofftransport- und Retentionsverhalten im Einzugsgebiet gewonnen. Darüber wurde an zwei Kontrollpegeln ein Programm zur Erfassung von Ereignisproben durchgeführt. Es komplettiert die Eingangsdaten zur Jahresfrachtberechung und erlaubt erstmals eine Abschätzung der Frachtanteile, die in Zeiten mit erhöhtem Oberflächenabfluss im Gewässer transportiert werden.

1.4 Wissenschaftlich, technischer Kenntnisstand an den geknüpft wurde

Zwei Arbeitsbereiche der angewandten wasserwirtschaftlichen Forschung bildeten die Grundlagen zu diesem Vorhaben und wurden teilweise unmittelbar in die Prokjetarbeit eingebunden. Dies sind zum einen die in der jüngeren Vergangenheit durchgeführten allgemeinen Arbeiten zum Gewässerschutz. Zum anderen die heute verfügbaren Modellansätze zur Bearbeitung von Fragestellungen zum Stofftransporte in Gewässereinzugsgebieten auf verschiedener Maßstabsebene.

Ein Anliegen des Gewässerschutzes ist der Schutz der Gewässer vor äußeren Einwirkungen, allgemein also vor punktuellen und diffusen Emissionen aus anthropogenen Quellen. Der Schutz von Oberflächengewässern verfolgt damit in erster Linie die Verbesserung der physikalisch - chemischen Qualitätskomponenten des ökologischen Gewässerzustandes bzw. des chemischen Gewässerzustandes im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU, 2000). In diesem Zusammenhang wurden in verschiedenen Einzelstudien zur Belastung von Oberflächengewässer verstärkt die diffusen Stoffeinträge berücksichtigt (BEHRENDT et al., 1999, BORCHARDT et al., 2000, BROMBACH & MICHELBACH, 1998, FUCHS & HAHN,1999, FUCHS et al., 2002, GÜDE et al., 1999, IKSR, 1999 u.a.).

Mit Hilfe der Stoffstromanalysen können die Emissionen aus diffusen und punktuellen Quellen pfadspezifisch quantifiziert und Wirkungen im Gewässer gegenübergestellt werden. Sie ermöglichen damit die Beurteilung der Relevanz einzelner Eintragspfade für den Ist-Zustand und für Szenarien nach Umsetzung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen. Sie sind eine fachliche Grundlage für die Aufstellung von zielführenden Maßnahmenprogrammen, wie sie die EU-Wasserrahmenrichtlinie zur Verbesserung des chemischen und ökologischen Gewässerzustandes fordert. Die genannten und weitere Arbeiten lieferten die Grundlage zur Festlegung der Bearbeitungsschwerpunkte in diesem Vorhaben. Einzelne Eingangsdaten und Modellansätze konnten direkt übernommen werden.

Neben den oben genannten Arbeiten lieferten eine Vielzahl von Forschungsvorhaben zur modellhaften Beschreibung von Stofftransporten – teilweise auf der Ebene von ganzen Einzugsgebieten, teilweise zur detaillierten Beschreibung eines einzelnen Transportpfades oder Prozesses – wesentlichen Input für die Bearbeitung diese Vorhabens. Tabelle 1-1 fasst beispielhaft einige der dabei berücksichtigten Vorhaben zusammen. Umfänglich sind die geprüften Modellbausteine in dem Methodenteil zu den einzelnen Eintragspfaden dokumentiert.

Tabelle 1-1: Forschungsvorhaben und Modellansätze als Grundlage des beantragten Vorhabens

Autor	Modell / Forschungsvorhaben
BEASLEY (1977)	ANSWERS
BEHRENDT et al. (1999)	MONERIS
BÖHM et al (2001)	Bilanzierung des Eintrages prioritärer Schwermetalle in Gewässer
BORCHARDT et al. (2000)	Modellprojekt Gewässerbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach
FUCHS & HAHN (1999)	NIEDERSCHLAG (Phase II und III)
F&N Umweltconsult (1997)	MOBINEG
PLATE (1992, 1996)	WEIHERBACH
DABBERT et al. (1999)	Landschaftsmodell Kraichgau
YOUNG et al. (1987)	AGNPS
WENDLAND (1992)	Modell zum Nitratstrom in der BRD
GEBEL et al. (2000)	Modell N-Bilanz

1.5 Berichtsform

Der Bericht gliedert sich nach der Gebietsbeschreibung (Kapitel 2) und den Ausführungen über die Datengrundlagen (Kapitel 3) im Wesentlichen in die Hauptkapitel:

- Berechnungsansätze - Kapitel 4
  In dem Kapitel „Berechnungsansätze“ werden die Ansätze zur Berechnung der pfadspezifischen Emissionen einzeln erläutert, ausführliche Erläuterungen zu der Ableitungen einzelner Größen wurden in den Anhang geschoben. Die drei hauptsächlich behandelten Emissionspfade werden in separaten Unterkapiteln abgehandelt, alle anderen Pfade sind im Unterkapitel „Weitere Emissionspfade“ zusammengefasst.
  Wichtig ist, dass neben der Vorstellung des Berechnungsansatzes selbst auch auf die stoffunabhängigen Eingangsdaten (Wasserflüsse, Einwohnerzahlen, etc.) eingegangen wird. Ebenfalls in dem Kapitel erläutert wird der Ansatz der Immissionsanalyse.
- „stofflichen Eingangsdaten und pfadspezifische Einzelergebnisse“ - Kapitel 5
  Im darauffolgenden Kapitel der „stofflichen Eingangsdaten und pfadspezifischen Einzelergebnisse“ erfolgt die Herleitung und Darstellung der stofflichen Eingangsgrößen (getrennt nach Nährstoffen und Schwermetallen), die Berechnung der Frachten für die einzelnen Pfade und schließlich auch die Präsentation der stofflichen Größen für die Immissionsanalyse.
- „Gesamtergebnisse“ - Kapitel 6
  In den „Gesamtergebnissen“ werden alle Frachten aus den Einzelpfaden zusammenfassend dargestellt und den Ergebnissen anderer Autoren gegenübergestellt. Es erfolgt des weiteren ein Vergleich zwischen Gesamtemissionen und der berechneten Immission.
- „weitere Analysen und Untersuchungen“ - Kapitel 7
  Hier wird gesondert auf einige zusätzliche Aspekte eingegangen, die sich im Verlauf der Projektarbeit ergeben haben oder die eine alternative Berechnung für eine Eingangsgröße oder einen Ansatz darstellen.

Mit „Schlussfolgerungen und Ausblick“ (Kapitel 8) wird der Hauptteil dieses Projektberichts abgeschlossen, es folgen das Literaturverzeichnis (Kapitel 9) und der Anhang (Kapitel 10).

2 Gebietsbeschreibung

Das Untersuchungsgebiet ist Teil des Kraichgaus im Nordwesten von Baden-Württemberg. Der Kraichgau wird im Norden durch den Odenwald, im Westen durch die östliche Hauptverwerfung des Oberrheingrabens und im Süden durch den Übergang von anstehendem Muschelkalk zum Bundsandstein am Fuße des Schwarzwaldes begrenzt. Im Osten endet der Kraichgau an der Schilfsandsteinstufe zu Strom- und Heuchelberg.

Das Einzugsgebiet des Kraichbachs, auf das sich die aktuelle Untersuchung bezieht, umfasst hauptsächlich den zentralen Bereich des Kraichgaus sowie einen Teil der südöstlich angrenzenden Keuperlandschaft von Strom- und Heuchelberg. Von Ubstadt bis Ketsch verläuft der Kraichbach durch die Rheinebene, jedoch wird dieser Bereich in die Charakterisierung des Einzugsgebietes nicht einbezogen.

2.1 Naturraum

2.1.1 Geologie

Beim Kraichgau handelt es sich um eine Beckenlandschaft, die weitestgehend durch die Sedimente der Trias und einer auflagernden Lössschicht aus den letzten zwei Eiszeiten (Riss und Würm) charakterisiert ist.

Im Untersuchungsgebiet wird der Untergrund überwiegend vom Mittleren Keuper gebildet. Nur einmal nördlich von Gochsheim ist der Obere Muschelkalk anstehend. Dort hat sich der Kraichbach so stark eingetieft, dass an den Hängen auch der Untere Keuper angeschnitten wird (BUTTSCHARDT, 1994).

Der geologische Untergrund tritt überwiegend an den Talflanken zu Tage, da das Einzugsgebiet mit einer Lößschicht überdeckt ist. Diese bis zu 20 m mächtige, sich nach Osten ausdünnende Lössdecke bildet das landschaftsgestaltende Element.

Am Übergang zum Strombergvorland, südöstlich von Oberderdingen, ist ein schmales hügeliges Band aus Gipskeuper mit einer lückenhaften Lößdecke ausgebildet. Ganz im Osten des Untersuchungsgebietes schließt das Strombergvorland als zertalte Schilfsandsteinplatte an, über der Bunte Mergelschichten zum Stromberg ansteigen. In den Tälern ist der Gipskeuper angeschnitten (BUTTSCHARDT, 1994).

2.1.2 Talmorphologie

Die Hauptbäche (u.a. der Kraichbach) verlaufen besonders im südlichen Kraichgau parallel zueinander in nordwestlicher Richtung. Vor der Einmündung in den Rhein ändert sich die Ausrichtung der Täler nach Westen hin.

Besonders charakteristisch für den Kraichbach ist die Asymmetrie der SSW-NNE verlaufenden Täler. Die Westseiten der Täler zeichnen sich durch lange, flach ansteigende konkave Flanken aus, die durch eine mächtige Lössschicht bedeckt sind. Am Fuße der Lösshügel kommt es zum Austritt mehrerer Quellen, die unter anderem den Weiherbach speisen (ACKERMANN, 1998). Diese Osthänge sind durch eine Vielzahl von Trockentälchen gegliedert, die teilweise nebeneinander liegende Lösszungen von bis zu 100 m ausbilden. Die Ostseiten hingegen sind sehr viel steiler und weisen nur eine sehr gering mächtige Lössbedeckung auf, so dass an den Westhängen teilweise die Schichten des Keuper zu Tage treten. Die Hänge sind nur mäßig zertalt und Quellgruppen wie auf den Westseiten nur einmal bei Menzingen nachgewiesen (ACKERMANN, 1998).

Da die Höhenrücken des Kraichgau Reste des ehemaligen Flachreliefs sind, zeichnen sie sich durch eine vergleichsweise einheitliche Höhe von 230–255 müNN aus. Insgesamt ist dieses flach hügelige Gebiet nur durch geringe Höhenunterschiede von ungefähr 100 m gekennzeichnet. Lediglich die Relikte der ehemaligen Schichtstufe überragen die Gipfelflur. Die Lössmächtigkeit der Höhenrücken lässt sich in Abhängigkeit zur Vorfluternähe differenzieren. Eine vorfluternahe Lage führt zu erhöhter Reliefenergie und Austrocknung des Standortes und fördert dadurch die Erosion und Deflation des Lösses. Vorfluterentferntere Standorten weisen daher meist eine mächtigere Lössdecke auf.

2.1.3 Pedologie

Bodengesellschaften

Der natürliche bodenbildende Prozess in der Lösslandschaft führt zur Ausbildung von Parabraunerden, jedoch lassen sich die Löss-Bodengesellschaften des Kraichgau nach dem Grad ihrer Erosion weiter unterteilen (SOMMER, 1999).

Bei nur geringer Erosion dominiert die Parabraunerde. Nach WAGNER (1991) ist dies im Untersuchungsgebiet nur noch unter Waldvegetation gegeben. Parabraunerden unter Waldböden sind meist mäßig oder stark versauert (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1998).

In Bereichen mittlerer Erosion (Kulminations- und Hangbereiche) liegen Pararendzinen, Parabraunerden und Kolluvien oft zu gleichen Flächenanteilen vor (LANDESAMT FÜR GEOLOGIE, ROHSTOFFE UND BERGBAU, 1993).

Bei hohem Erosionsgrad, und somit einer sehr kurzen Bodenbildungsphase dominiert die Pararendzina. Ihr geringer Anteil an Verwitterungsprodukten (Tonmineralen, Ton- Humus-Komplexen) bewirkt eine größere Trockenheit dieser Böden. Ihr A_h- Horizont zeichnet sich durch einen hohen pH-Wert und eine weitestgehende Ca-Sättigung aus. Der geringmächtige Oberboden ist meist zwischen Mull und Moder einzuordnen (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1998). In einigen Teilen des Kraichgau können bis zu 75 % der Böden als stark erodiert bezeichnet werden.

Neben den Löss- Bodengesellschaften treten im Norden und Süden bei geringer Lössbedeckung vermehrt kalkbeeinflusste Bodengesellschaften auf. In Bereichen der anstehenden Keupergesteine, im Nordosten und Südwesten sind Bodengesellschaften aus Tonsteinen und Mergeln dominierend. Vereinzelt sind Sandstein – Bodengesellschaften des Keuper und des Bundsandsteins zu finden (SOMMER, 1999).

Bodenwasserhaushalt

Für den Bodenwasserhaushalt ist die Porosität des Lösses von entscheidender Bedeutung. 40–70 % des Feinmaterials sind der Grobschlufffraktion zuzuordnen, so dass man von einer mittleren Infiltrationsgeschwindigkeit ausgehen kann. Die lockere Lagerung bedingt eine Porosität von 40–60 % (SCHEIDIG, 1934), die bis zur Hälfte Grobporen zugeschrieben werden kann. Mit Kalk ausgekleidete Wurzelröhrchen von bis zu 1 mm Durchmesser können zu einer besonders effektiven inneren Drainung des Bodens führen. Ab einem stauenden Horizont, z.B. einem Paläöboden kommt es zum kapillaren Aufstieg der Wässer und zur Durchfeuchtung des Bodens von unten nach oben (EITEL,1989).

Bodenfeuchte

Löss ist grundsätzlich ungeschichtet und besitzt ein stark ausgeprägtes Kapillargefüge, das eine besonders hohe Wasserspeicherkapazität zur Folge hat. Zwei Lössgenerationen sind meist durch einen 1 m mächtigen rotbraunen Verlehmungshorizont getrennt. Teilweise

können diese Lösslehme zu stauenden Schichten in der ungesättigten Bodenzone werden und dann bilden sich über dem Horizont schwebende Grundwasserkörper aus (ACKERMANN, 1998).

In einem Löss beträgt der durchschnittliche Wassergehalt 50 cm unter Geländeoberkante 20 Vol.% und kann im Hangfußbereich auf 25 – 30 Vol.% ansteigen. Ein Schwemmlöss oder Lösslehm mit einem durchschnittlichen Tongehalt von 25 % besitzt eine bessere Speicherkapazität als Löss. Der Wassergehalt dieses Bodens liegt meist konstant zwischen 30 – 35 Vol.%, Schwankungen der Bodenfeuchtigkeit sind vergleichsweise gering. Löss hingegen neigt im Sommer sehr zum Austrocknen jedoch auch zur schnellen Sättigung im Herbst.

Die hydraulische Wasserscheide ist die Grenze zwischen aufwärts und abwärts gerichteter Wasserbewegung und orientiert sich weitestgehend an der Unterkante des für die Pflanzen verfügbaren Bodenkörpers. In Lössböden liegt diese selten tiefer als 150 cm, durch jahreszeitliche Unterschiede und Schichtgrenzen z.B. zwischen Löss und Schwemmlöss (sehr viel geringere hydraulische Leitfähigkeit) können jedoch Variationen auftreten (HUSMANN, 1996).

2.2 Hydrologie

2.2.1 Klima, Niederschlag und Oberflächengewässer

Beschreibung der mittleren Verhältnisse

Der Kraichgau zeichnet sich aufgrund seiner Beckenlage durch ein besonders mildes Klima aus. Die mittlere Jahresdurchschnittstemperatur liegt über 9 °C. Auch im Januar sinkt die Durchschnittstemperatur nur auf ~0 °C, so dass weniger als 10 % der Jahresniederschläge in Form von Schnee fallen. Die Vegetationszeit im Kraichgau beträgt 230–240 Tage. Die Hauptwindrichtung ist Südwesten mit Nebenmaxima bei westlichen und nordwestlichen Winden (SCHOTTMÜLLER, 1961).

Das Einzugsgebiet des Pegels Ubstadt (Nr. 2336) ist das in diesem Projektvorhaben gewählte Testgebiet. Der Kraichbach bis zu diesem Pegel wird im Rahmen dieses Projektes auch als „oberer Kraichbach“ bezeichnet. Die Größe des oberirdischen Einzugsgebietes beträgt 161 km^2, das Gebiet hat im Gewässerkundlichen Jahrbuch (LFU, 2003) die Gebietskennzahl 2379250.

Der Kraichbach entspringt im Osten des Gebiets auf einer Höhe von ca. 290 m+NN und kann bis zur Ortschaft Oberderdingen (nach 4 bis 5 km Lauflänge, Höhe ca. 180 m+NN) dem Gewässergrundtyp eines Bergbachs zugeordnet werden, seine mittlere Neigung beträgt ca. 24,4 %o. Er durchfließt dabei die naturräumliche Einheit von Strom- und Heuchelberg (das Strombergvorland). Den Pegel Ubstadt (Höhe 113,71 m+NN) erreicht der Kraichbach nach ca. 25 km Fließlänge, bis dahin fließt er durch den Kraichgau[1]. Auf dieser Strecke wird er als Flachlandbach typifiziert, sein mittleres Gefälle beläuft sich auf ca. 3,2 %o. Kurz nach dem Pegel Ubstadt erreicht der Kraichbach die Hardtebene, danach die nördliche Oberrheinniederung, in der er nach insgesamt ca. 60 km Fließlänge bei Ketsch in den Rhein mündet. Der Verlauf des Kraichbachs durch das Gebiet ist auch aus Abbildung 2-1 ersichtlich. (BUTTSCHARDT, 1994; LFU, 2003)

[1] Strenggenommen gehört auch das Strombergvorland zum Kraichgau.

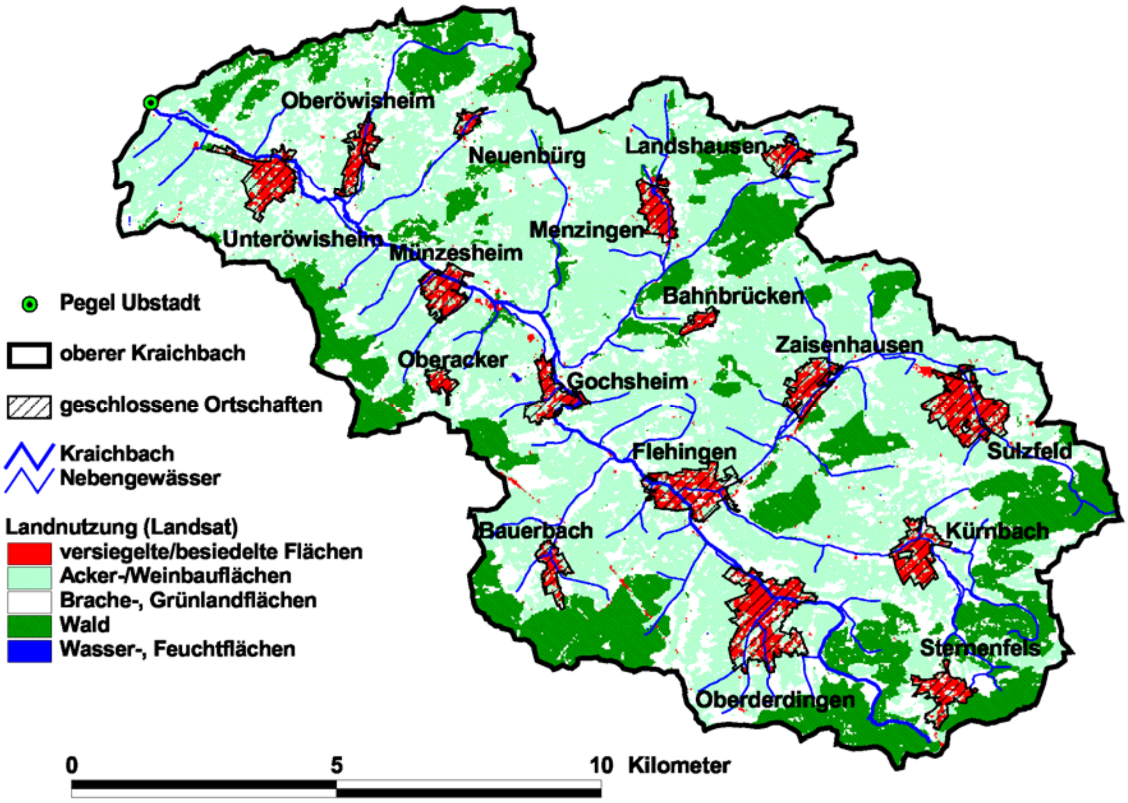


Abbildung 2-1: Der Pegel Ubstadt, der Verlauf des Kraichbachs und seiner Nebengewässer und die geschlossenen Ortschaften im Gebiet, hinterlegt mit einem vereinfacht klassifizierten Satellitenbild der Landnutzung

Im Testgebiet ist der Kraichbach weder schiffbar, noch staugeregelt. Am Oberlauf befindet sich der von klösterlichen Besitzungen als Fischteich angelegte „Kraichsee“. Der Schlangenbach, ein Nebengewässer des Humsterbachs, welcher in Flehingen über den Kohlbach in den Kraichbach mündet, ist kurz oberhalb von Kürnbach durch ein kleines Hochwasserrückhaltebecken aufgestaut.

Die mittleren, jährlichen Niederschläge betragen im Kraichgau zwischen 720 und 830 mm (SOMMER, 1999), im Testgebiet hat das Mittel der Jahre 1961 bis 2000 einen Wert von 790 mm. In diesem Zeitraum betrug der niedrigste Jahresniederschlag 535 mm (1971), der höchste 1154 mm (1968). Das Maximum der Niederschläge liegt in den Sommermonaten: Die mittlere Niederschlagshöhe der Jahre 1976 bis 2000 betrug 372 mm (47 %) im Winterhalbjahr und 426 mm (53 %) im Sommerhalbjahr (LFU, 2003). Eine verstärkte Ausbildung von Gewitterzellen und Starkregen, kann zu Niederschlagsereignissen mit bis zu 75 mm/h führen (nach QUIST, 1984).

Entgegengesetzt zu den Niederschlägen wird der Abfluss zu 55 % im Winterhalbjahr realisiert: Abflüsse entsprechend 119 mm werden im 25jährigen Mittel im Winter erzielt, im Sommer sind es 98 mm. Die gewässerkundlichen Hauptwerte des Pegels Ubstadt sind als Abflüsse und Abflussspenden in Tabelle 2-1 dargestellt.

Tabelle 2-1: Gewässerkundliche Hauptwerte des Pegels Ubstadt (Jahre 1976 – 2000)

	MMQ/MNq	MQ/Mq	MHQ/MHq
Abfluss [m³/s]	0,612	1,11	7,74
Abflussspende [l/(s·km²)]	3,81	6,89	48,2

Beschreibung der Abflüsse im Untersuchungszeitraum

Der Untersuchungszeitraum von 2001 - 2003 war bezüglich der Niederschläge durch zwei nasse und ein sehr trockenes Jahr gekennzeichnet. Tabelle 2-2 führt die Niederschläge im Untersuchungsgebiet während des Untersuchungszeitraums auf.

Tabelle 2-2: Sommer-, Winter- und Gesamtniederschlag im Kraichbacheinzugsgebiet der Jahre 2001 – 2003 im Vergleich zum langjährigen Mittel

Niederschlag	2001	2002	2003	1951-2000
Sommer [mm]	375	528	297	424
Winter [mm]	468	478	367	366
Gesamt [mm]	843	1006	664	790

Die Pegelabflüsse verhalten sich entsprechend (siehe Tabelle 2-3), das Jahr 2001 ist ein normales Jahr, das weder durch einen extremen Tiefst- oder Höchststand auffällt. Das Jahr 2002 hingegen weist ein Extremereignis auf, dessen Scheitelwert einen Wasserstand von 1,58 m bzw. einen Abfluss von ca. 20 m³/s erreicht. Als Tagesmittelwert wäre dieser Wert bereits nahe dem höchsten Abfluss der Jahre 1976 bis 2000. Im Jahr 2003 ereignet sich das Extemereignis am anderen Skalenende, es war ein sehr trockenes Jahr und es wird ein neuer Tiefstand erreicht.

Tabelle 2-3: Höchster, niedrigster Wert sowie arithmetisches Mittel der Pegelabflüsse aus den Jahren 2001-2003 im Vergleich zu den entsprechenden Abflusswerten der Jahre 1976 bis 2000 (*Daten nur bis zum 18.09.2003)

	2001	2002	2003*	1976-2000
NQ [m³/s]	0,68	0,77	0,28	0,34
MQ [m³/s]	1,37	1,50	1,37	1,11
HQ [m³/s]	4,73	9,21	5,18	20,9

Auch die Betrachtung der Tages- und Monatsmittel der Abflüsse und der Jahres- bzw. langjährigen Dauerlinie in der Abbildung 2-2 und Abbildung 2-3 lassen die eben getroffenen Aussagen sehr gut nachvollziehen. Im Abflussjahr 2001 liegt die Dauerlinie durchweg über den langjährigen Werten. Deutlich zu erkennen ist auch der erhöhte Basisabfluss von Februar bis Mai, der annähernd 2 m³/s erreicht. Durch die etwas höheren Winterniederschläge und vor allem durch die geringere Evapotranspiration in den Wintermonaten, kommt es zu erhöhten Grundwasserneubildung (MQ_{Winter} = 1,69 m³/s), wodurch der Wasserspeicher im Boden aufgefüllt wird. Der daraus resultierende erhöhte Grundwasserzufluss nimmt dann mit zunehmender Vegetation langsam wieder ab und der mittlere Pegel sinkt (MQ_{Sommer} = 1,09 m³/s).

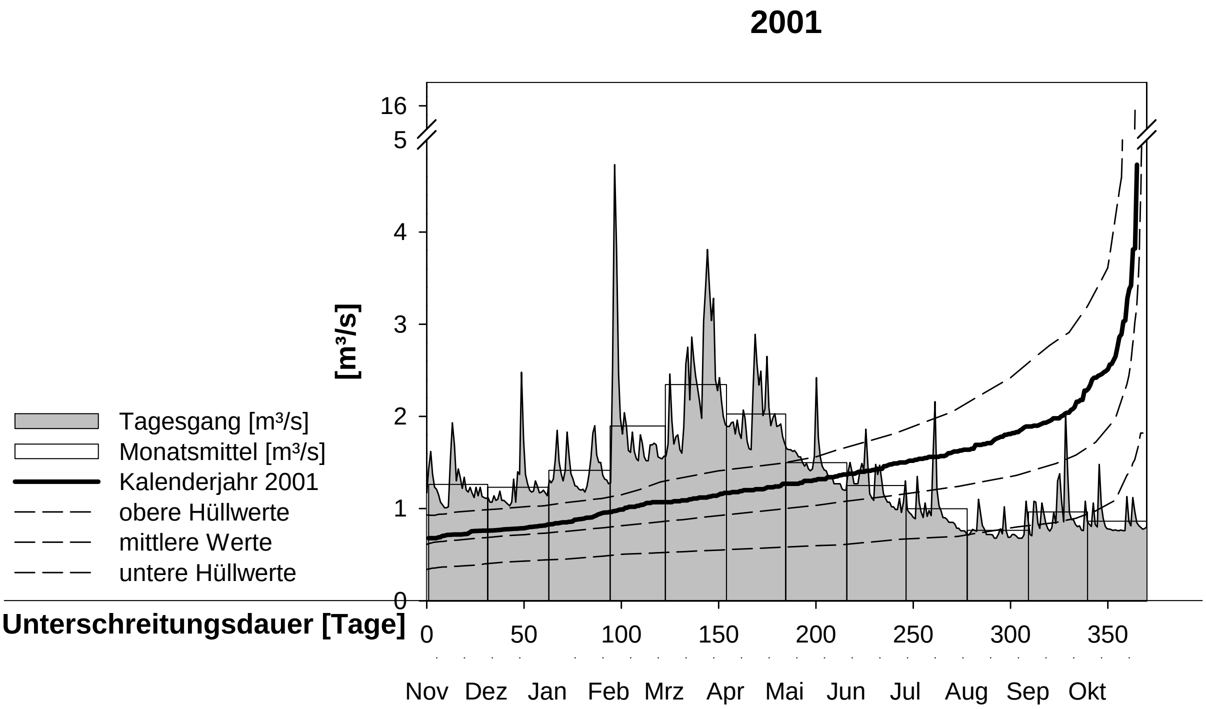


Abbildung 2-2: Tages- und Monatsmittel der Abflüsse sowie Dauerlinie des Jahres 2001 und mittlere Werte, obere und untere Hüllwerte der langjährigen Dauerlinie.

Im Jahr 2002 finden mehrere starke Abflussereignis statt, was zu einem deutlich höheren mittleren Abfluss im Sommer (MQ_{Sommer} = 1,39 m³/s) führt. Auch die Dauerlinie liegt im Bereich weniger Unterschreitungstage sehr hoch, sie erreicht teilweise die oberen Hüllwerte der 25-jährigen Dauerlinie. Der mittlere Abfluss im Winter liegt bei MQ_{Winter} = 1,61 m³/s.

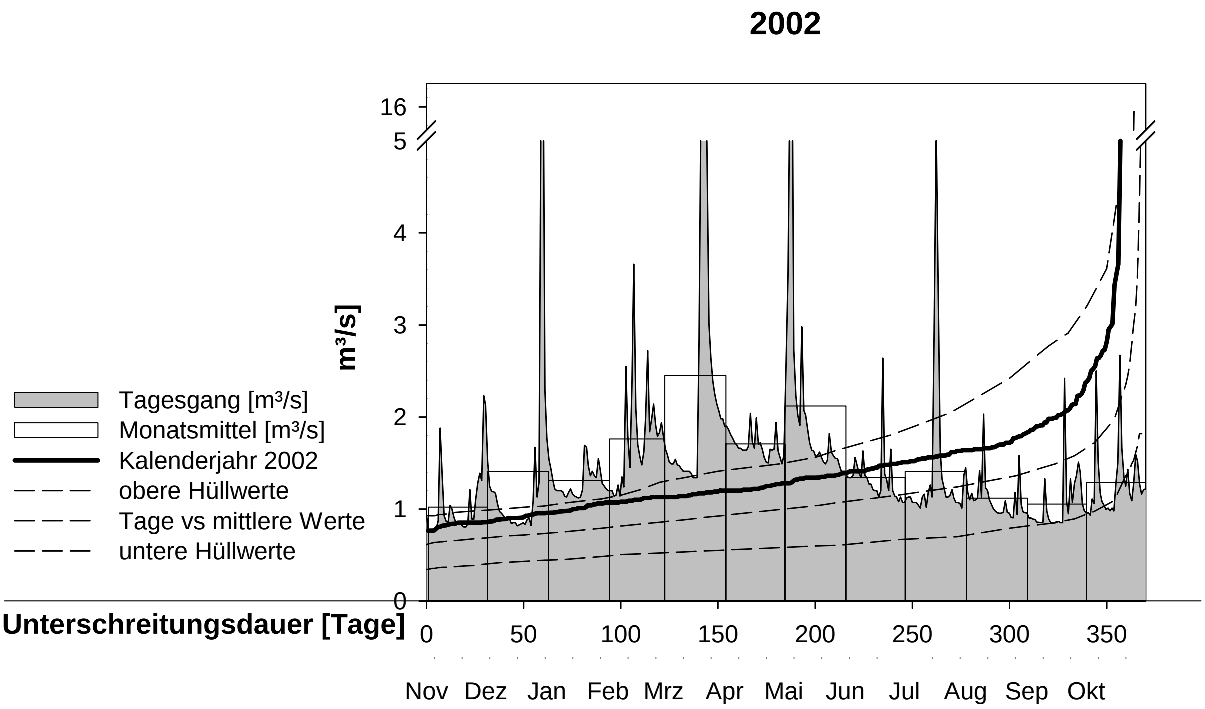


Abbildung 2-3: Tages- und Monatsmittel der Abflüsse sowie Dauerlinie des Jahres 2002 und mittlere Werte, obere und untere Hüllwerte der langjährigen Dauerlinie

Für das Jahres 2003 liegen nur Daten bis zum 18.09.2003 vor. Danach wurden am Pegel Ubstadt Umbaumaßnahmen für eine Rauhe Rampe durchgeführt und der Pegel einige

Wochen außer Betrieb genommen. Dadurch bedingt konnte kein Vergleich des Kalenderjahres mit dem langjährigen Mittel erstellt werden (siehe Abbildung 2-4). Es kann ein nasser Winter konstatiert werden, in dem der mittlere Abfluss mit MQ_{Winter} = 1,75 m³ deutlich über dem langjährigen Mittel lag (1976-2000: MQ_{Winter} = 1,22 m³/s). Aussagen über die mittleren Abflusswerte im Sommer zu machen ist nicht möglich, da 6 Wochen Daten fehlen. In der Abbildung sieht man jedoch gut, dass ab Mitte Februar bis mindestens Anfang September eine quasi lineare Abnahme des Basisabflusses stattgefunden hat. Das niedrigste Tagesmittel des Abflusses liegt entsprechend mit 0,28 m³/s deutlich unter dem 25-jährigen Wert (1976-2000: NQ = 0,34 m³).

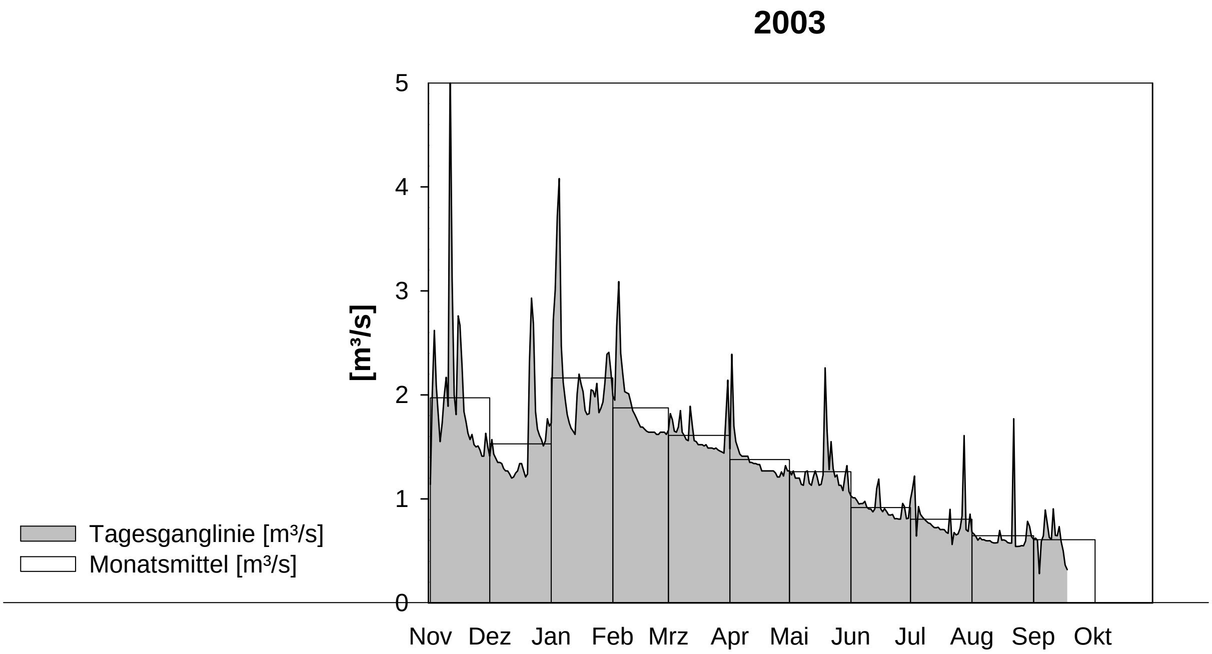


Abbildung 2-4: Tages- und Monatsmittel der Abflüsse des Jahres 2003

2.2.2 Grundwasser

Grundwasser im Untersuchungsgebiet wird hauptsächlich im Oberen Muschelkalk und in Teilen des Gipskeupers gebildet. Das Wasser aus diesen Schichten tritt in Schichtquellen mit Schüttungen zwischen 1 – 4 l/s zutage (BUTTSCHARDT, 1994). In klüftigen Abschnitten des ausgelaugten Grundgipses können die Schüttungen auch ein Mehrfaches hiervon betragen (GEYER & GWINNER, 1985).

Die Grundwässer des Schilfsandsteins sind aufgrund des geringen Sulfatgesteinsanteils und der überwiegend kurzen Verweilzeit der Wässer (14-28 Jahre) deutlich geringer mineralisiert als die des Mittleren Gipshorizontes. Im Mittel sind ca. 900 mg/l gelöste Feststoffe in Schilfsandsteingrundwässern zu erwarten, eingestuft werden diese Wässer als normal erdalkalisch, überwiegend hydrogencarbonatisch (SWOBODA, 1999).

Die Quelle des Kraichbaches ist eine Schichquelle an der Grenze des Schilfsandsteins zum Gipskeuper.

Quartäre Decksedimente

An der Basis der Lössdecken in der Nähe der Talachsen verläuft ein System kleinräumiger heterogener Grundwasserleiter. Die Mächtigkeit dieses aus umgelagertem Löss und Keuperverwitterungsmaterial bestehenden Horizontes beträgt bis zu drei Metern und liegt

dem verwitterten Festgestein direkt auf. (HUSMANN, 1996) Durch diese direkte Abhängigkeit von der Morphologie des Festgesteins lässt sich das Löss- Grundwassersystem mit dem oberirdischen Einzugsgebiet korrelieren. SWOBODA (1999) wies eine Interaktion zwischen dem Talgrundwasser und den Keupergrundwässern nach.

Neben dem teilweise stauenden Lösslehmhorizont mit einer Mächtigkeit von bis zu 3 m existieren an der Westseite der Täler mehrere Quellaustritte. Sie treten besonders häufig an den Südostecken der von West nach Ost verlaufenden Höhenrücken zu Tage. Mittlerweile sind sie meist durch Drainagen ersetzt, um Staunässe zu vermeiden.

Grundwasserneubildung /Sickerwasserstrom

Die Grundwasserneubildung variiert in Lössgebieten besonders stark, wie Messungen im Einzugsgebiet des Weiherbachs, einem 6 km² großen Teileinzugsgebiet des Kraichbachs, zeigen. In Abhängigkeit von der Niederschlagsverteilung betrug die Grundwasserneubildung nach HUSMANN (1996) in den Jahren 1991 bis 1994 zwischen 35 und 328 mm/a mit einem Durchschnitt von147 mm/a. Die Messwerte spiegeln jedoch nur die spezielle Situation an einem Messhang wider. Eine pauschale Übertragung der Werte auf den gesamten Kraichgau ist nicht möglich, da die Grundwasserneubildung stark von Hangneigung, Exposition, Vegetation und Bodentyp beeinflusst wird (nach ERNSTBERGER & SOKOLLEK, 1983).

Im Kraichgau liegen die Sickerwassermengen im Mittel zwischen 200–250 mm, können jedoch zwischen 70–450 mm schwanken. Einzugsgebiete mit Waldflächen weisen im Normalfall relativ zum Niederschlag eine geringere Sickerwassermenge als rein landwirtschaftlich genutzte Gebiete auf, was auf die Interzeptionsverdunstung zurückzuführen ist (SOMMER, 1999). HUSMANN (1996) geht von einer Sickergeschwindigkeit von 1–2m/a und einer durchschnittlichen Sickerrate von 100 mm/a in unverwittertem Löss aus.

2.3 Anthropogene Aspekte

2.3.1 Landnutzung

Eichen-Buchen-Mischwald wird von EITEL (1989) als potentielle natürliche Vegetation auf den Hügeln des Kraichgaus bezeichnet. In den Talebenen bilden aufgrund der hohen Wasserspeicherkapazität und der damit einhergehenden ganzjährigen Feuchtigkeit sowie dem guten Nährstoffdargebot des Schwemmlösses weite Wiesenflächen die natürliche potentielle Vegetation. Dominierend waren in der Vergangenheit Glatthaferwiesen und Nasswiesen, die artenreicheren Magerwiesen und Trockenrasengesellschaften waren nicht anzutreffen. Heute sind zwischen Gochsheim und Unteröwisheim sowie im Kohlbachtal bei Kürnbach noch breite Wiesenbänder erhalten, wohingegen in den meisten Seitentälern die Wiesen vollständig in Ackerland umgewandelt wurden. Besonders nach dem 2. Weltkrieg dienten viele ehemalige Wiesenflächen dem Maisanbau (besonders zwischen Unteröwisheim und Ubstadt). (HASSLER, 1995)

Doch schon seit der 1. Jahrtausendwende unterlag der Kraichgau einer fast vollständigen Nutzung, was auf die guten chemischen und physikalischen Eigenschaften der Löss-Böden zurückgeführt werden kann (EITEL, 1989). Heute beträgt der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Flächen an der Gesamtfläche 59 %. Er liegt damit deutlich über dem Durchschnitt von Baden-Württemberg (48 %). Mit nur 26 % Waldfläche ist der Kraichgau heute eines der am geringsten bewaldeten Gebiete im Bundesland (nach BLEICH, 1978). Wie Abbildung 2-5 zeigt sind im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs die Verhältnisse noch extremer: Acker-

und Weinbauflächen haben einen Anteil von 68 % (75 % inkl. der Grünlandflächen), Waldflächen hingegen nur von 20 %,.

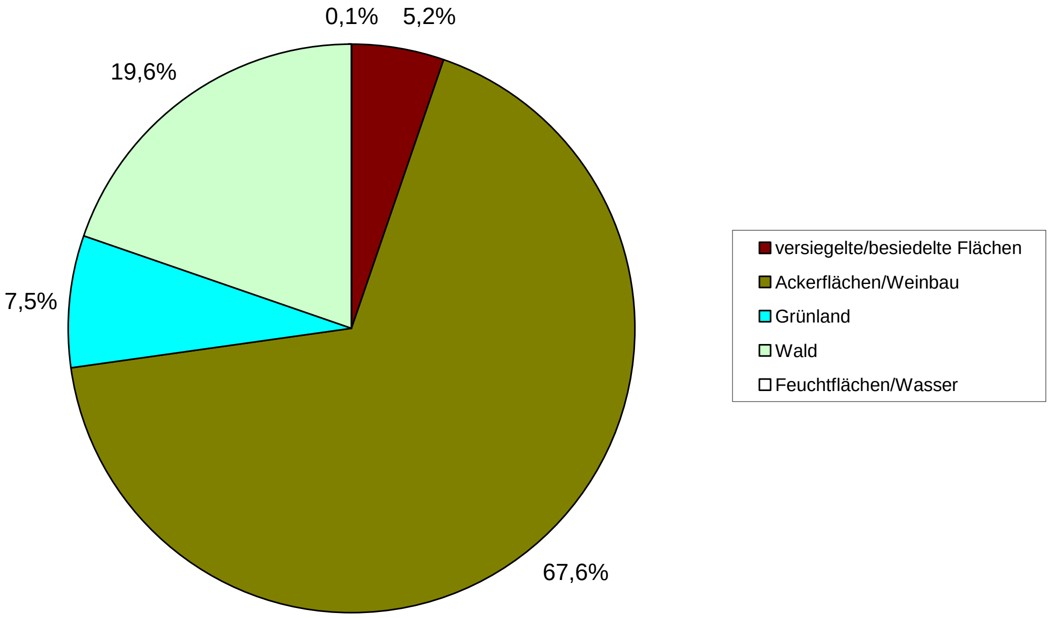


Abbildung 2-5: Landnutzung im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs (Auswertung des klassifizierten Landsat™-Bildes)

2.3.2 Politische Grenzen

Abbildung 2-6 zeigt, dass 16 Ortschaften im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs liegen. Zum Landkreis Karlsruhe gehören 15 von ihnen, dies sind sämtliche neun Ortsteile der Stadt Kraichtal (Landshausen, Menzingen, Bahnbrücken, Gochsheim, Oberacker, Münzesheim, Neuenbürg, Oberöwisheim und Unteröwisheim), beide Ortsteile der Gemeinde Oberderdingen (Oberderdingen und Flehingen), die Gemeinden Sulzfeld, Zaisenhausen und Kürnbach und der Ortsteil Bauerbach der Stadt Bretten. Der Ortsteil Sternenfels der gleichnamigen Gemeinde im Südosten des Gebiets gehört bereits zum Enzkreis. Alle Ortschaften im Gebiet sind damit dem Regierungspräsidium Karlsruhe zugewiesen, sie werden von insgesamt ca. 36.000 Einwohnern bewohnt.

Zu den genannten Städten und Gemeinden gehören nicht nur alle Ortschaften im Testgebiet, sie nehmen auch den Großteil der Fläche des Gebiets ein: Den Städten Bruchsal und Östringen und der Gemeinde Ubstadt-Weiher (alle Landkreis Karlsruhe) gehören 4 % der Einzugsgebietsfläche, dem Landkreis Heilbronn (Stadt Eppingen und Gemeinde Zaberfeld) etwas mehr als 1 %.

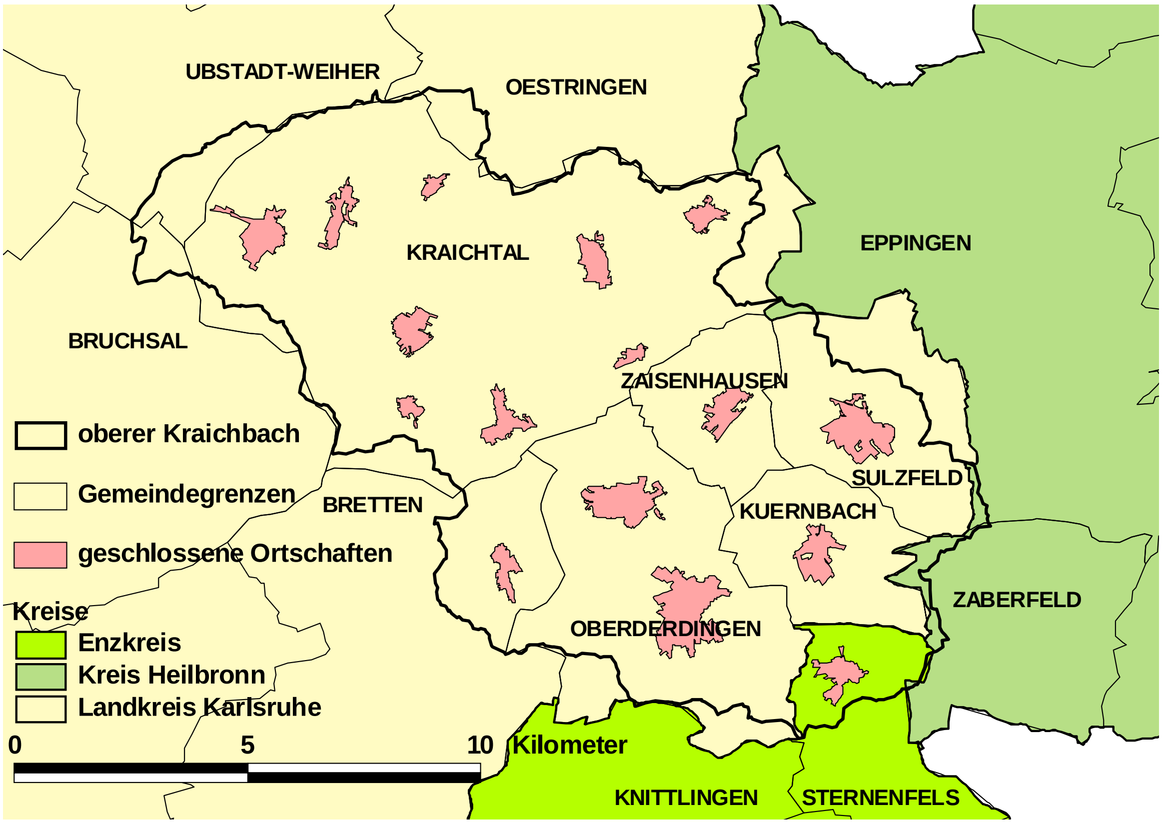


Abbildung 2-6: Kreis- und Gemeindegrenzen im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs

2.3.3 Wirtschaft

In mehreren Ortschaften des Gebiets gibt es kleinere Gewerbegebiete, größere Industriebetriebe befinden sich nur in Oberderdingen, Zaisenhausen, Sulzfeld und Menzingen (Metallverarbeitung, Elektrogeräte, Fluidtechnik). Auch in der Verteilung der Arbeitsstellen kommt die ländliche Struktur zum Ausdruck: In den Wirtschaftsbereichen „Handel, Gastgewerbe und Verkehr“ und „sonstige Dienstleistungen“ arbeiten nicht einmal [illegible] % der sozialversicherungspflichtig beschäftigten Arbeitnehmer, im Landesdurchschnitt sind es über 55 %.

Fast die Hälfte der 490 landwirtschaftlichen Betriebe wird als Haupterwerbsbetrieb geführt, der Landesdurchschnitt liegt mit 35 % deutlich darunter. Schließlich drückt auch der Quotient aus sozialversicherungspflichtig beschäftigten Arbeitnehmern zu landwirtschaftlichen Betrieben die ländlich/landwirtschaftlich geprägte Struktur des Testgebiets aus: im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs beträgt dieses Verhältnis 1:19, durchschnittlich sind es im Land Baden-Württemberg 1:53. (SLA, 2004)[2]

Das Acker-Grünlandverhältnis beträgt 9:1, es dominieren die Marktfruchtbetriebe. Typische Fruchtfolgen sind Winterweizen, Sommergerste und Mais, bzw. Zuckerrüben. Des weiteren dienen größere Flächen insbesondere an den Lösshängen dem Obst- und Weinanbau.

---

[2] Aufgrund der räumlichen Zuordnung der zugrundeliegenden statistischen Daten zu den Gemeinden beziehen sich die Angaben auf die Ortschaften im Testgebiet abzüglich der Ortschaft Bauerbach (Stadt Bretten) und zuzüglich der Ortschaft Diefenbach (Gemeinde Sternenfels).

2.3.4 Siedlungswasserwirtschaft

Alle Ortschaften, die sich im Einzugsgebiet befinden, haben ein Kanalnetz, das sie an eine der beiden Kläranlagen, die sich ebenfalls im Einzugsgebiet befinden, anschließt. Beide Kläranlagen gehören der Größenklasse 4 an und verfügen über eine Nitrifikation/ Denitrifikation sowie eine gezielte Phosphorelimination. Außerhalb liegende Ortschaften sind nicht an diese Kläranlagen angeschlossen.

Die Entwässerung erfolgt überwiegend im Mischsystem, lediglich 5 % der befestigten Flächen wurden im Trennsystem erschlossen.

Sämtliche Industrie- und Gewerbebetriebe sind an das Kanalnetz angeschlossen, es gibt also keine industriellen Direkteinleiter. Der Anteil der Einwohner, der nicht über einen Anschluss an eine Kläranlage verfügt, ist kleiner als 1 %.

Ausführliche Informationen zu den Kläranlagen, den Entwässerungssystemen und den Anlagen dezentraler Abwasserentsorgung finden sich in den Kapiteln 4.4.1, 4.4.6 und 4.4.7.

II. TEIL: Material und Methoden

3 Datengrundlagen

3.1 Geodaten, Karten und flächenhafte Daten

Für das Projekt konnten die im Folgenden dargestellten Geodaten, also an Geografische Informationssysteme gekoppelte, digitale Daten genutzt werden. Der Buchstabe „R“ steht dabei für Rasterdaten, „V“ für Vektordatensätze und „B“ für ein (ggf. als Rasterdatensatz gespeichertes) Bild.

- Landnutzung nach Landsat™ für 1993 und 2000 (R)
- Digitales Höhenmodell (R)
- politische Grenzen bis zur Gemarkungsebene (V)
- Topografische Karten TK 25 und TK 50 (B)
- Bodenkarten BK 25, BÜK 200 und BÜK 350 (V)
- Orthophotos (B)
- ATKIS®-Daten (V)
- Grenzen der Wasserschutzgebiete (V)
- Drainagepläne (V)

Als analoge Karten lagen vor und wurden genutzt:

- Kanalisationspläne

Als Eingangsdaten in die Emissionsberechnungen gingen weiterhin ein die Berechnungsergebnisse vom

- hydrologischen Wasserhaushaltsmodell LARSIM

Die genutzte Projektion ist das Gauß-Krüger-Koordinatensystem (3. Meridianstreifen). Die Grenzen der Einzugsgebiete wurden im GIS aus dem Digitalen Höhenmodell abgeleitet.

Beschreibung der Geodaten und Karten

Die Datensätze der Landnutzung nach Landsat™ Satellitenbildern konnten in bereits klassifizierter Form bezogen werden. Der Datensatz von 1993 wurde vom Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung der Universität Karlsruhe (IPF) mit Genehmigung des Landes Baden-Württemberg zur Verfügung gestellt. Der Datensatz aus dem Jahre 2000 wurde uns von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) überlassen. Die horizontale Auflösung beider Rasterdatensätze beträgt 30 m.

Auch das Digitale Höhenmodell (DHM) wurde uns mit Zustimmung der LfU direkt vom IPF zugestellt. Dieses hatte das amtliche DHM der Landesvermessung im Raster von 50 m x 50 m um die Baum- und Gebäudehöhen korrigiert und auf 30 m x 30 m resampled. Die Höhenwerte weisen im Mittel 2 m bis 3 m Fehler auf, in nicht bewachsenen Gebieten liegen sie jedoch darunter. Das amtliche DHM entstand durch photogrammmetrische Auswertung von Luftbildern aus den 70er Jahren.

Die politischen Grenzen im Testgebiet wurden auf Gemarkungsebene von der LfU zur Verfügung gestellt. Quelle ist eine Digitalisierung auf Basis einer Karte im Maßstab 1:200.000. Aus dieser Karte wurden im GIS die Grenzen von Städten, Gemeinden oder Kreisen aggregiert.

Die Topographischen Karten der Maßstäbe 1:25.000 und 1:50.000 des Projektgebiets wurden als Bilddateien von der LfU bezogen. Sie wurden über ein Einscannen und anschließendes Georeferenzieren der entsprechenden analogen Karten erstellt.

Sämtliche Boden(übersichts)karten (BK/BÜK) wurden vom Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg (LGRB) als Vektordatensätze gekauft. Die Bodenkarte im Maßstab 1:25.000 liegt nicht flächendeckend vor, von den für unser Untersuchungsgebiet benötigten fünf Karten sind derzeit nur drei erhältlich (Blattschnitte 6818, 6819 und 6918). Eine weitere ist in Vorbereitung (Blattschnitt 6817), Blattschnitt 6919 ist nicht lieferbar, d.h. er existiert nicht. Das Blatt CC7118 der BÜK 200 deckt fast vollständig das Projektgebiet ab, es wurde ebenfalls direkt vom LGRB bezogen. Die BÜK 350 umfasst ganz Baden-Württemberg, genutzt wurde die thematische Karte „Bodenkundliche Einheiten (Rahmenlegende)“ der CD-ROM „Geowissenschaftliche Übersichtskarten“ des LGRB.

Die Orthophotos der Orte Oberöwisheim und Menzingen wurden beim Landesvermessungsamt (LV) gekauft. Die Aufnahme des zugrundeliegenden Luftbildes stammt aus dem Jahr 1998, der Maßstab wird mit ca. 1:10.000 angegeben. Ein Pixel des Bildes hat eine Kantenlänge von 0,23 m.

Das Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem ATKIS® hat u.a. das Digitale Landschaftsmodell im Maßstab 1:25.000 von Baden-Württemberg (DLM25-BW) zum Inhalt. Dieses besteht aus thematischen Vektordatensätzen, die im ATKIS®-Objektartenkatalog niedergelegt sind. Die Objektarten, die im Projekt genutzt und von der LfU zur Verfügung gestellt wurden, sind in Tabelle 3-1 aufgelistet. Die Tabelle enthält weiterhin die Information über das Thema des Umweltinformationssystem Baden-Württemberg (UIS), dem der entsprechende Datensatz zugewiesen ist, sowie die Bezeichnung der entsprechenden Geodaten (Shapedateien).

Tabelle 3-1: Im Projekt genutzte ATKIS Objektarten

ATKIS Objektart (Nr., Bezeichnung)	Thema (UIS)	Bezeichnung Shapefile
2101 Ortslage	2 A	t2a_f
3101 Straße	3 A/3 B	t3a_l und t3b_l
3102 Weg	3 B/3 C	t3b_l und t3c_l
4101 Ackerland	4 A	t4a_f
4102 Grünland	4 B	t4b_f
4103 Gartenland	4 A	t4a_f
4109 Sonderkultur	4 A	t4a_f
4107 Wald, Forst	4 D	t4d_f
5101 Strom, Fluß, Bach	5 A	t5a_l

Die Grenzen der Wasserschutzgebiete wurden als analoge Karte im Maßstab 1:25.000 vom Amt für Landwirtschaft, Landschaft- und Bodenkultur Bruchsal (ALLB Bruchsal) zur Verfügung gestellt und von dieser am ISWW digitalisiert.

Auch die Drainagepläne konnten nur analog bezogen werden, sie lagen im Maßstab 1:5.000 vor und wurden am ISWW digitalisiert. Überhaupt vorhanden (bzw. auffindbar) sind sie aber nur für das Gebiet der Stadt Oberderdingen.

Sämtliche Unterlagen bezüglich des Kanalisationsnetzes der Stadt Kraichtal wurden vom Bauamt der Stadt zugänglich gemacht. Sie konnten eingesehen, vor Ort kopiert bzw. zur Vervielfältigung kurz entliehen werden. Dies betrifft sowohl Übersichtslagepläne im Maßstab

1:25.000 und 1:5.000 sowie die eigentlichen Kanalisationspläne aller Ortsteile im Maßstab 1:1.500. Für die Unterlagen der Sonderbauwerke des Kanalisationsnetzes gilt das Gleiche (div. Maßstäbe).

Beschreibung des hydrologischen Wasserhaushaltsmodells LARSIM

Dem Projekt stand über die LfU das Wasserhaushaltsmodell LARSIM zur Verfügung, das auf Basis eines 1 km²-Rasters die hydrologischen Teilprozesse deterministisch berechnet. Bei den Berechnung werden Interzeption, Evapotranspiration und der Bodenwasserspeicher jeweils getrennt für die einzelnen Landnutzungsklassen eines Teileinzugsgebietes modelliert. Im Teilprozess Bodenwasserspeicherung wird die Abflussaufteilung in den Direkt-, Interflow- und Grundwasserabfluss vorgenommen. Anschließend wird der laterale Wassertransport zu den Gewässern sowie die Translation und Retention im Gewässer selbst modelliert. Die zeitliche Auflösung beträgt einen Tag. Bezüglich einer näheren Beschreibung des Modells sei auf BREMICKER (2000) verwiesen.

Im Projekt diente LARSIM dazu, *flächendifferenzierte* Eingangsdaten für die Direkt-, Interflow- und Grundwasserabflüsse zu liefert, weswegen es auch hier vorgestellt wird. Grundlage war eine Modellkalibrierung (und -verifizierung) auf den im Projekt gewählten Gebietspegel Ubstadt, die vom Ingenieurbüro Ludwig im Auftrag der LfU durchgeführt wurde. Kalibrierungszeitraum waren die Jahre 1988 bis 1991 (logarithmierte Modelleffizienz: 0,89), verifiziert wurde für die Jahre 1992 bis 1996 (logarithmierte Modelleffizienz: 0,62).

3.2 Zeitreihen

Niederschläge

Je nach Berechnungsziel kamen verschiedene Arten von Niederschlagsdaten zum Einsatz:

- Gebietsniederschläge
- tägliche Niederschlagshöhen
- hochaufgelöste Niederschlagsdaten
- hochaufgelöste, langjährige, generierte Niederschlagsdaten („NiedSim“)

Die Gebietsniederschläge (regionalisierte Monatssummen der Jahre 1951-2002) wurden für das gesamte Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs und differenziert in zwei Teileinzugsgebiete von der LfU zur Verfügung gestellt.

Vom DWD wurden tägliche Niederschlagssummen der Station Kraichtal-Gochsheim (RR-Station 70761) für den Zeitraum 01.01.1996 – 31.01.2003 gekauft.

Hochaufgelöste Niederschlagsdaten (zeitliche Auflösung bis zu einer Minute) der Station Eppingen-Elsenz (Messstellennummer 61374) konnten von der LfU bezogen werden. Genutzt wurden die Daten aus dem Zeitraum vom 19.08.2002 bis zum 31.12.2002.

Ebenfalls von der LfU wurde eine mit dem Programm NiedSim generierte, 30-jährige Niederschlagsreihe in fünfminütiger Zeitauflösung zur Verfügung gestellt. Diese stimmt zwar nicht mit den tatsächlich aufgetretenen Niederschlägen überein, hätte aber mit der gleichen Wahrscheinlichkeit auftreten können (BÁRDOSSY et al., 2001) und sind deswegen für die Berechnung von statistischen Werten geeignet. Ausgegeben wurde die Reihe für den Ortsteil Münzesheim der Stadt Kraichtal. Nomineller Zeitraum der Niederschlagsreihe sind die Jahre 1965 bis 1994.

Pegeldaten (Abflüsse)

Neben dem Pegel „Ubstadt“ (RW: 3473337, HW:5446680) am Kraichbach gibt es innerhalb des Testgebiets einen Pegel „Menzingen“ am Weiherbach (RW: 3481499, HW: 5444357). Beide werden von der Gewässerdirektion Nördlicher Oberrhein (GWD NOR) in Karlsruhe betreut.

Zum Pegel „Ubstadt“ konnte eine Reihe stündlicher Mittelwerte des Abflusses für den Zeitraum vom 01.11.1975 bis zum 23.07.2001 von der LfU bezogen werden. Durch die GWD NOR konnte diese Zeitreihe um gleiche Messdaten für die Monate Oktober und November des Jahres 2002 sowie Februar bis September des Jahres 2003 erweitert werden. Zusätzlich lagen durch die GWD NOR die Tagesmittelwerte des Abflusses der hydrologischen Jahre 2001 bis 2003 vor. Für das hydrologische Jahr 2003 liegen keine vollständigen Pegelmessungen vor, weil der Pegel aufgrund von Umbauarbeiten ab Mitte September 2003 außer Betrieb genommen wurden. Auf Tagesmittelwerte kann somit für den Zeitraum vom 01.11.2000 bis zum 01.09.2003 zugegriffen werden.

Für den Pegel „Menzingen“ waren nur Tagesmittelwerte des Abflusses über die GWD NOR verfügbar, sie decken die hydrologischen Jahre 2001 und 2002 sowie zum größten Teil 2003 ab, insgesamt den Zeitraum vom 01.11.2000 bis zum 30.09.2003.

3.3 Statistische Daten

Folgende statistische Daten wurden für die Berechnungen im Rahmen des Projekts benötigt und bei den Städten/Gemeinden an entsprechender Stelle erfragt:

- Anzahl der Einwohner je Ortsteil
- Trinkwasserverbrauch je Ortsteil
- Anzahl und Typ von Anlagen dezentraler Abwasserentsorgung sowie jeweils angeschlossene Einwohnerzahl

Aus der Struktur- und Regionaldatenbank des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg im Internet (http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de/SRDB/home.asp?) stammen folgende Daten (räumlicher Bezug jeweils die Gemeinde):

- Tierhaltung (Rinder-, Schweine-, Pferde-, Schaf- und Hühnerhaltung)
- Bodennutzung nach Hauptnutzungsarten, Pflanzengruppen und Fruchtarten (Erhebung nach dem Betriebsprinzip)
- Betriebsform

Vom Entwicklungs- und Betreuungszentrum für Informations- und Kommunikationstechnik des Ministeriums für Ernährung und ländlichen Raum Baden-Württemberg (EBZI, Kornwestheim) wurden auf Ebene der Gemarkungen aggregierte, aktuelle Daten der gesamten landwirtschaftlichen Fläche sowie der für das MEKA-Programm gemeldeten Mulch-Flächen zur Verfügung gestellt.

Kulturspezifische Ertragsdaten für die einzelnen Gemeinden stammen von den ÄMTERN FÜR LANDWIRTSCHAFTS-, LANDSCHAFTS- UND BODENKULTUR (ALLB) in Bruchsal und Heilbronn.

3.4 Sonstige Daten

Folgende Daten lassen sich keiner der obigen Kategorien zuweisen und werden deshalb unter „sonstige Daten“ zusammengefasst: Daten der/des

- Grunduntersuchung (P_{CAL})
- Bodensonderuntersuchung (Schwermetalle)
- Nitrat-Informations-Dienstes (N_{min})
- Eigenkontrolle (Kläranlagenablaufwassermengen und -konzentrationen)

Die Staatliche Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Augustenberg (LUFA) überließ uns anonymisierte Messergebnisse, die im Rahmen der sog. „Grunduntersuchung" landwirtschaftlich genutzter Böden in den Jahren 2000 und 2001 von ihr zusammengestellt wurden. Eine räumliche Zuordnung der Daten konnte über die Attribute „Gemarkung", „Nutzung" und „Bodenart" vorgenommen werden, das Ergebnis lag jeweils für den Parameter $(P_2O_5)_{CAL}$ vor.

Oberbodengehalte von den Schwermetallen, die aus der sog. Bodensonderuntersuchung des Landes stammen, wurden uns von der LfU zur Verfügung gestellt. Sie wurden im Jahr 2000 erhoben und stammen von insgesamt 10 Ackerstandorten aus dem gesamten Land.

Messungen zum Anteil des mineralisierten Stickstoffs im Boden (Nmin-Werte) auf landwirtschaftlichen Flächen in Wasserschutzgebieten wurden von der Landesanstalt für Pflanzenbau Forchheim (LAP) zur Verfügung gestellt. In drei Bodenschichten von 0-30, 30-60 und 60-90 cm Tiefe werden die Messungen im Frühjahr zur Düngeplanung und im Zuge der SchALVO (UM, 1991a) ein zweites Mal im Herbst nach der Ernte durchgeführt.

Auf den Kläranlagen obliegt den Betreibern aufgrund der Eigenkontrollverordnung die gesetzliche Pflicht, den Abfluss und seine Beschaffenheit regelmäßig zu erfassen. Neben den Tageswerten des Abflusses waren für das Projekt die Ablaufkonzentrationen von Stickstoff und Phosphor zu beschaffen, sie wurden teilweise von den Betreibern selbst zur Verfügung gestellt, teilweise bei der zuständigen Aufsichtsbehörde (Umweltamt, Landratsamt Karlsruhe) eingesehen bzw. kopiert.

4 Berechnungsansätze

4.1 Emissionspfad „Grundwasser“

Bei der Berechnung der Stoffemissionen über den Pfad Grundwasser steht der Austrag von Stickstoff im Mittelpunkt. Das Vorprojekt (HAHN et al., 2001) hatte ergeben, dass 53 % der Stickstofffracht über den Grundwasserpfad ins Gewässer gelangen. Zur Berechnung der Stickstoffeinträge wurde die Stickstoffüberschüsse als Salden aus der *Stickstoffbilanz* mit der *Grundwasserneubildung* verknüpft. Wichtig ist zum Dritten die Einbeziehung der komplexen, im Boden ablaufenden *Umsetzungsprozesse*, die die Stickstoffeinträge ins Grundwasser erheblich reduzieren.

Für Phosphor und die Schwermetalle ist dieser Pfad weniger bedeutend, da die beiden Stoffe an Bodenpartikel adsorbieren und nur in geringem Umfang in gelöster Form mit dem Sickerwasserstrom ausgetragen werden. Die Berechnung ihrer Emissionen in das Gewässer werden über eine Verrechnung von Konzentrationswerten (aus der Literatur) mit der Wassermenge vorgenommen.

4.1.1 Nährstoffbilanz

Zur Bilanzierung der Nährstoffströme in der landwirtschaftlichen Praxis kommen Feld-Stall- bzw. Hof-Tor-Bilanzen zur Anwendung. Beide dienen der Abschätzung von Stoffflüssen innerhalb des landwirtschaftlichen Betriebes. Die Feld-Stall-Bilanz stellt das Nährstoffaufkommen aus Wirtschafts- und Handelsdüngern sowie der Luftstickstoffbindung der Nährstoffabfuhr durch Ernteprodukte gegenüber. Die Hof-Tor-Bilanz hingegen erfasst Nährstoffe, die über Düngemittel, Kraftfutter sowie Luftstickstoffbindung in und über Milch und Fleisch sowie pflanzliche Produkte aus dem Betrieb fließen. Gemäß der Düngeverordnung (DüngeV vom 16. 12. 1996, BGBII 1996, 118) ist ein Nährstoffvergleich für Betriebe mit einer landwirtschaftlichen Fläche über 10 ha in Form einer der beiden Bilanzen vorgeschrieben. Den Landwirten dient sie zur Düngeplanung und Betriebsoptimierung. Die Bilanzen sind auf Anfrage der landwirtschaftlichen Verwaltung vorzuzeigen, unterliegen aber sonst dem Datenschutz und sind nicht öffentlich zugänglich.

Zur Abschätzung der Nährstoffströme auf regionaler Ebene kam die Feld-Stall-Bilanz zur Anwendung. Für die Betrachtung diffuser Stoffströme stellt diese Bilanz eine zentrale Größe dar, sie ist die einzige Möglichkeit, Informationen über das Stoffpotenzial in der Fläche aus landwirtschaftlicher Herkunft zu erhalten. Zur Durchführung einer Bilanz wurde die Gemeindeebene als „Betrieb“ betrachtet, da aufgrund der Erhebung der angebauten Kulturarten für die Landesstatistik nach dem Betriebsprinzip keine flächenscharfe Zuweisung der Landnutzung möglich war. Das bedeutet, dass „sämtliche Flächen und Viehbestände eines Betriebes ohne Rücksicht auf die Gemarkungszugehörigkeit und die Eigentumsverhältnisse in derjenigen Gemeinde nachgewiesen werden, in der sich die Wirtschaftsgebäude bzw. der Betriebs- oder Verwaltungssitz des Betriebes befinden“ (STATISTISCHEN LANDESAMTES (SLA), 2000). Die Lage der Felder bleibt damit unbekannt. Flächenscharfe Informationen liegen zwar in Form der automatisierten Liegenschaftskarte (ALK) vor und auf Betriebsangaben kann über das Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS) der EU zugegriffen werden. Bisher ist es jedoch nicht möglich, diese beiden Angaben zu verknüpfen, um sie für Betrachtungen im Landschaftshaushalt heranzuziehen (SOMMER, 1999).

Statistische Daten liegen zwar ebenfalls auf Gemarkungsebene vor, diese sind aber häufiger als die entsprechenden, auf Gemeindeebene aggregierten Datensätze lückenhaft, da die Datenausgabe aus Gründen des Datenschutzes dann unterbunden wird, wenn die Anzahl von drei Betrieben erreicht oder unterschritten ist.

Die Feld-Stall-Bilanzen betrachten ausschließlich die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor und werden nach dem Prinzip der Differenz zwischen Nährstoffinput und -output durchgeführt (BACH, 1987):

Nährstoffsaldo = Nährstoffeintrag – Nährstoffentzug Gleichung 4-1

dabei zählen zum Nährstoffeintrag:

- *mineralische Dünger*
- *wirtschaftseigene Dünger*
- *atmosphärische N-Einträge*
- *symbiontische und asymbiontische N_2-Fixierung*

und zum Nährstoffentzug:

- *Entzug mit dem Erntegut*
- *Verluste durch Ammoniakausgasung*

In diesem Vorhaben wurde für die Bilanzierung des Stickstoffs ein Ansatz vom MINISTERIUM LÄNDLICHER RAUM (MLR, 2000b) herangezogen. Dieser Ansatz beruht ebenfalls auf der Gegenüberstellung von Nährstoffinput und -output, er wurde für die landwirtschaftliche Praxis aufgestellt und dient der Berechnung des Düngebedarfs.

Der Unterschied des Ansatzes vom MLR (2000b) zu (BACH, 1987) liegt in der detaillierten, kulturspezifischen Ausarbeitung. So werden neben dem pflanzenverfügbaren Nitratstickstoffvorrat im Frühjahr, die Stickstofflieferungen aus Boden, Ernteresten und Zwischenfrüchten entsprechend der angebauten Kulturarten angerechnet. Abbildung 4-1 veranschaulicht das Prinzip der Nährstoffbilanz am Beispiel des Stickstoffs.

Stickstoffbedarf
= N-Entzug der Haupt- und erntefähigen Nebenfrucht
+ Zuschlag für nicht erntefähige Restpflanze
abzüglich:
- pflanzennutzbarer Nitratstickstoffvorrat im Frühjahr (Nmin)
- pflanzennutzbare N-Lieferung aus dem organischen Pool:
- dem Boden
- den Ernteresten der Vorfrucht
- den Zwischenfrüchten und N-Düngung nach Ernte der Vorfrucht
- langjähriger organischer Düngung

= gesamter Düngebedarf (organisch und mineralisch)

Abbildung 4-1: Übersicht über das Schema zur Düngeplanung (MLR, 2000b)

Um in den hier verwendeten Ansatz zur Abschätzung der Nährstoffüberschüsse von landwirtschaftlichen Flächen die regionale Düngepraxis mit einfließen zu lassen, wurde die Nährstoffbilanz auf Basis der Düngeplanung (MLR, 2000b) aufgestellt. Im Gegensatz zur Düngeplanung ging es jedoch nicht um die Bestimmung des Düngebedarfs einer Kulturart, sondern es sollte auf Basis eines festgelegten Düngebedarfs das entstehende Nährstoffsaldo (N-Saldo) kalkuliert werden. Dazu wurde die Gleichung mit ihren einzelnen Termen umgestellt.

Der Nährstoffbedarf orientiert sich an der ortsspezifischen Ernteerwartung, er entspricht damit den Annahmen des Landwirtes. Von diesem Bedarf werden der bereits im Boden vorhandene, mineralisierte Stickstoff (Nmin) und die Stickstofflieferungen aus den organischen Depots (Standortverhältnis, Erntereste, Zwischenfrüchte, langjährige, organische Düngung) abgezogen (siehe Abbildung 4-1). Es verbleibt der Düngebedarf, der in Form von organischem oder mineralischem Dünger gedeckt werden muss. Mathematisch betrachtet liegt das N-Saldo also zunächst einmal immer bei +/- 0.

In der Realität ist das nicht der Fall. Die Gründe sind gut nachvollziehbar: Das im Boden vorhandene Mineralisierungspotenzial ist schwer abschätzbar und auch die organische Düngung schafft keine gleichmäßige Nährstoffbereitstellung. Die Folgen sind, dass das aktuelle Stickstoffangebot von den Landwirten nicht ermittelt und somit voll auf den Pflanzenbedarf angerechnet werden kann und es so zu Überschüssen kommt. Um diese Praxis in der Bilanz abzubilden, wurden die folgenden Annahmen getroffen: Es wurde unterstellt, dass

- der organische Dünger nicht vollständig,
- das Mineralisierungspotential gar nicht und
- die Nmin-Messung aus dem Frühjahr voll auf den Stickstoffbedarf der Pflanze angerechnet wird.

Zusätzlich wurde, im Gegensatz zum MLR (2000b), der Stickstoffeintrag über die atmosphärische Deposition berücksichtigt.

Konkret wurde die organische Düngemenge nur zu 50 % auf den Düngebedarf angerechnet, die überschüssigen 50 % flossen in das Mineralisierungspotential als Größe „langjährige, organische Düngung" ein. Dies entspricht ebenfalls Literaturangaben (GEBEL, 2000), in denen bei Wirtschaftsdünger von einem organischen Anteil von ca. 60 % ausgegangen wird, der zunächst nicht pflanzenverfügbar ist und erst nach und nach mineralisiert wird. Abbildung 4-2 visualisiert den Ansatz zur Berechnung der Bilanz.

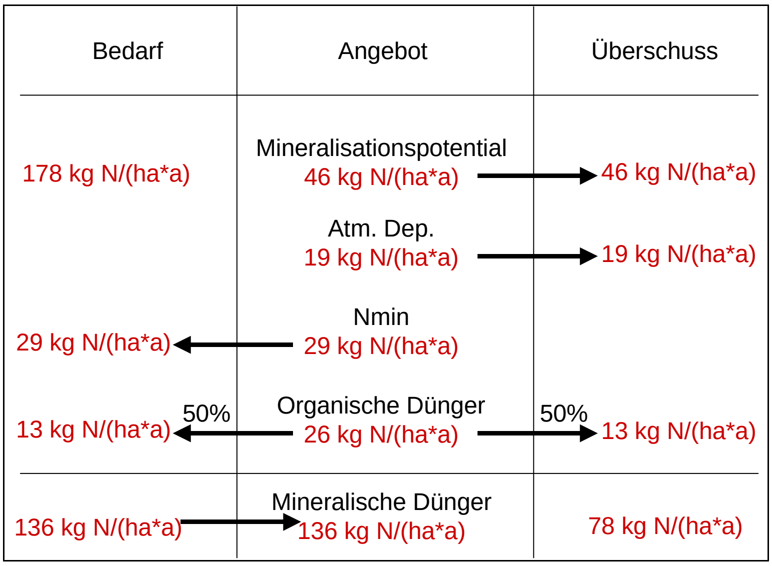


Abbildung 4-2: Stickststoffbedarf, -angebot und -überschuss am Beispiel exemplarischer Daten

Die in diesem Projekt getroffenen Annahmen der Anrechnung des organischen Düngers werden durch die Ergebnisse einer Befragung von Landwirten, die SOMMER (1999) u.a. innerhalb des Einzugsgebietes des Kraichbachs durchführte, bestätigt. Sie belegt, dass die Düngepraxis durch individuelle Erfahrungswerte gesteuert wird. Dies betrifft z.B. die Verteilung des Wirtschaftsdüngers auf die unterschiedlichen Kulturpflanzen wie auch die Anrechnung des ausgebrachten Wirtschaftsdüngers auf den eigentlichen Pflanzenbedarf. Letzteres überprüfte er, im Abgleich mit der durchgeführten Befragung, in einem Modell. Er kam zu dem Ergebnis, dass das Modell bei einer 100%-igen Anrechnung des organischen Düngers das N-Saldo aus der Befragung stark unterschätzt. Mit anderen Worten das Modell ergab einen geringen Stickstoffüberschuss als die Befragung. Wurde hingegen der organische Dünger gar nicht auf den eigentlichen Pflanzenbedarf angerechnet, lag der Unterschied zwischen Modell und Befragung je nach Fruchtfolge zwischen -32 % und +17 %, d.h. das Modell überschätzt den Stickstoffüberschuss um 32 % bzw. unterschätzt ihn um 17 % im Vergleich zu den Angaben durch die Befragung.

4.1.2 Grundwasserneubildung

Als zweite, wesentliche Größe wurde die Grundwasserneubildung betrachtet. Dazu wurden drei Modelle/Ansätze herangezogen und auf ihre Tauglichkeit für die Zwecke des Projektes untersucht.

Die Gleichung, mit der sich grundlegende Aussagen zum Wasserhaushalt machen lassen, ist die hydrologische Grundgleichung (DÖRHÖFER & JOSOPAIT, 1980). Die langjährige Grundwasserneubildungsrate kann mit ihr ermittelt werden, indem das Verdunstungsmittel und der Oberflächenabfluss von der Niederschlagsmenge abgezogen werden. Dabei geht der Niederschlag als langjähriger Mittelwert, der Verdunstungswert meist als Standardwert nach HAUDE und der Oberflächenabfluss als prozentualer Anteil ein. Gleichung 4–3 zeigt die hydrologische Grundgleichung.

$$Q_{BAS} = N - TR - Q_{DIR}$$ Gleichung 4-2

Q_{BAS} = Grundwasserneubildung [mm/a]
N = langjähriges Niederschlagsmittel [mm/a]
TR = langjähriges Verdunstungsmittel [mm/a]
Q_{DIR} = Oberflächenabfluss [mm/a]

Die Grundgleichung wurde auf das Untersuchungsgebiet angewendet, das Ergebnis ist in Abbildung 4-3 zu sehen.

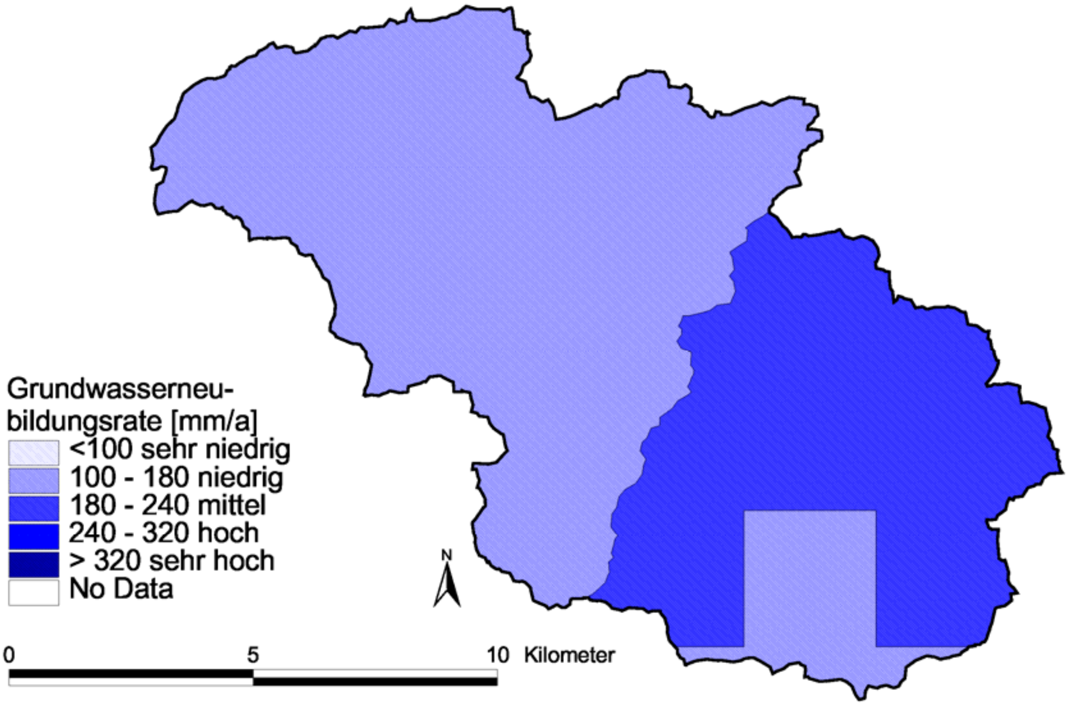


Abbildung 4-3: Grundwasserneubildung, berechnet nach der hydrologischen Grundgleichung

Das Untersuchungsgebiet unterteilt sich in zwei Gebiete mit jeweils gleicher Grundwasserneubildungsrate. Die Regionalisierung wird durch die unterschiedliche Niederschlagsmenge in den Teileinzugsgebieten und Unterschiede im Oberflächenabfluss aufgrund der Topographie erreicht. Die Niederschlagsmenge im oberen, südöstlichen Teil des Kraichbacheinzugsgebietes ist 30 mm höher als im unteren Teil. Dem Oberflächenabfluss wird in diesem Teil des Einzugsgebiet bei dem anstehenden Gestein des Keupers eine größere Bedeutung beigemessen. Der Unterschied zwischen den beiden Grundwasserneubildungsstufen beträgt 20 mm.

Eine Betrachtung der Größen macht deutlich, dass der Evapotranspiration eine zentrale Bedeutung zukommt. Sie ist stark abhängig von Bewuchs und Temperatur und kann – je nach Größenordnung – die Höhe der Grundwasserneubildung deutlich beeinflussen.

Auf der Ebene von naturräumlichen Einheiten wurden landschaftsbezogene Ansätze zur Bewertung des Wasserhaushaltes herangezogen (z.B. WENDLAND, 1992; RENGER & STREBEL, 1980; FREDE, 1999). Letztendlich beschäftigen sich diese Ansätze mit der Diskretisierung der Evapotranspiration. Kennzeichnend für diese Ansätze ist eine Heranziehung von landschaftscharakteristischen Elementen zur Beurteilung der hydrologischen Gegebenheiten. Dabei steht nicht eine genaue Berechnung von Abflussmengen im Vordergrund, sondern eine Beurteilung des Wasserhaushaltes im Landschaftskontext. Auf der Basis von Sommer- und Winterniederschlägen, der Vegetation, dem Boden und dem Grundwasserstand wird die Grundwasserneubildungsrate im Jahr berechnet. Bei WENDLAND (1992) findet zur Abtrennung des Oberflächenabflusses ebenfalls die Topographie Eingang in die Kalkulation. Mit diesen Größen münden die wichtigsten landschaftstypischen Gegebenheiten in die Berechnung einer Grundwasserneubildungsrate auf der Ebene der naturräumlichen Einheit.

Die Ergebnisse der Berechnung der Grundwasserneubildung nach WENDLAND (1992) im Untersuchungsgebiet ist in Abbildung 4-4 (links) dargestellt. Dieselbe Abbildung rechts zeigt die Werte des Basisabflusses aus dem Wasserhaushaltsmodell LARSIM.

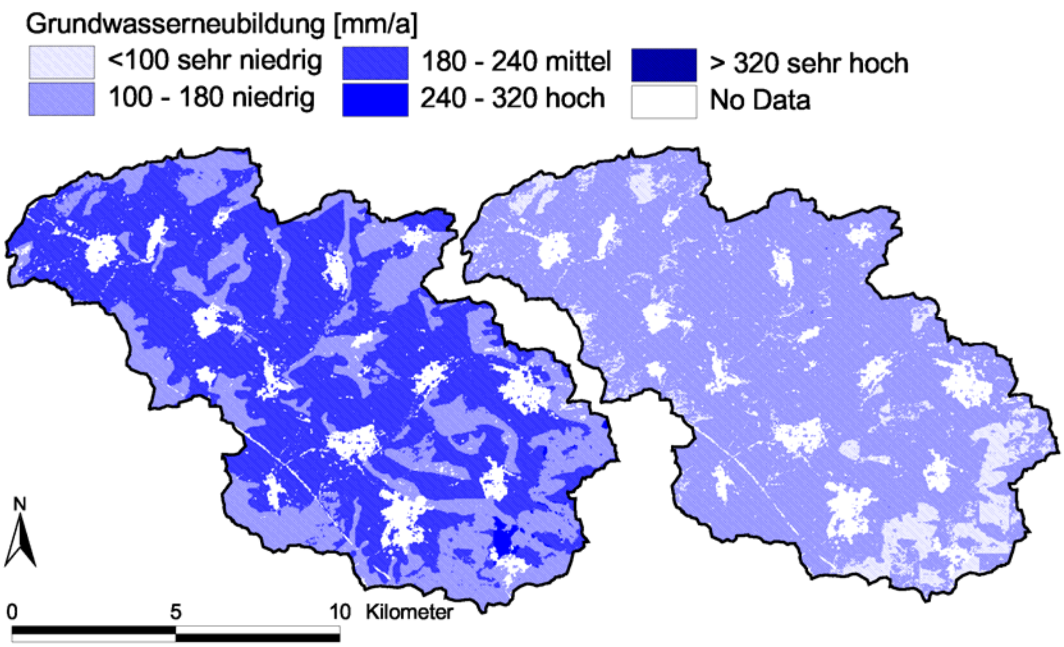


Abbildung 4-4: Berechnung der Grundwasserneubildungsrate nach WENDLAND (1992) (links) und LARSIM (rechts)

Nach WENDLAND (1992) weisen sämtlichen Ackerflächen eine mittlere und Waldflächen eine niedrige Grundwasserneubildungsrate auf. Die Flächen wurden entsprechend der Landnutzung (Abbildung 2-1) zugewiesen. Die weißen Flächen sind versiegelte Flächen, sie wurden von der Berechnung ausgenommen. LARSIM hingegen gibt fast flächendeckend eine niedrigere Grundwasserneubildungsrate aus (bis auf einige bewaldete Flächen im Nordwesten bzw. Südosten des Einzugsgebietes). Die Höhe der Grundwasserneubildungsrate berechnet sich nach den beiden Verfahren deutlich unterschiedlich. Mittlere Raten in den Teileinzugsgebieten ergeben Unterschiede in der Höhe von 50 mm. Diese Unterschiede sind besonders für die Berechung des Nitrataustrags über das Sickerwasser von Bedeutung, da die Nitratkonzentration über die Sickerwassermenge beeinflusst wird.

Im Vergleich zur Grundwasserneubildung nach der hydrologischen Grundgleichung (Abbildung 4-3) zeigt sich bei der Berechnung der Grundwasserneubildung nach WENDLAND (1992) und LARSIM die Möglichkeit kleinräumigere Aussagen treffen zu können. Bei WENDLAND (1992) wird die Regionalisierung auf Basis der Landnutzung und Bodentypen im gesamten Einzugsgebiet möglich, LARSIM differenziert zusätzlich auf der Basis des 1 km²-Rasters. Als prozessorientiertes Modell, bildet LARSIM die Wasserbewegung zwischen den einzelnen Bodenspeichern ab (s. Kapitel 3.4). Es wird davon ausgegangen, dass diese Ergebnisse die Realität besser treffen, da LARSIM die Berechnung der Evapotranspiration durch eine Einbeziehung von u.a. Interzeption, Strahlungsbilanz und Bodenwärmestrom differenzierter vornimmt und die Ergebnisse an Pegeldaten kalibriert wurden. Darüber hinaus ermöglicht LARSIM neben der höhere räumlichen Auflösung des Wasserhaushaltes zusätzlich eine höhere zeitliche.

Deswegen wurde in diesem Projekt zur Berechnung der Wasserflüsse das Wasserhaushaltsmodell LARSIM herangezogen. Für die Grundwasserneubildungsrate wurde die Summe aus Interflow und Basisabfluss gebildet. Der Interflow wurde miteinbezogen, weil die Umsetzungsprozesse bereits nach kurzer Bodenpassage stattfinden und daher davon ausgegangen werden kann, dass die Stoffkonzentration des Interflows dem des Basisabflusses entspricht. Tabelle 4-1 zeigt das Niederschlags- und Verdunstungsmittel aus LARSIM für den kalibrierten Zeitraum 1987-1996 und die Anteile des Direktabflusses, des Interflows und des Basisabflusses als Mittelwerte aller vom Modell im Einzugsgebiet betrachteten 160 Rasterelemente. Die Grundwasserneubildung beläuft sich im Mittel des gesamten Einzugsgebietes auf (28 mm + 126 mm =) 154 mm.

Tabelle 4-1: Mittlerer Niederschlag, Verdunstung und Abflüsse aus LARSIM

Niederschlag	Verdunstung	Direktabfluss	Interflow	Basisabfluss
766 mm	565 mm	47 mm	28 mm	126 mm
100 %	73,8 %	6,1 %	3,7 %	16,4 %

LARSIM ermöglicht die Differenzierung der Wasserflüsse in Abhängigkeit der Landnutzungsklassen innerhalb des 1 km²-Rasters. LARSIM wurde die Landnutzung nach Landsat™ im 30 m²-Raster zugrunde gelegt, womit praktisch eine weitere räumliche Auflösung ermöglicht wurde. Die Grundwasserneubildung unter Obstfeldern oder Grünland ist aufgrund der höheren Verdunstung geringer als unter Acker. Durch die Möglichkeit dieser Differenzierung können den Flächen in Abhängigkeit von ihrer Landnutzung spezifische Abflussraten zugeordnet werden. Um den Einfluss der jahreszeitlichen Abflussausprägung zusätzlich zu verdeutlichen erfolgte die Ausgabe der Abflussdaten nach Sommer- (1.5.-31.10.) und Winterhalbjahr (1.11.-31.4.). Die Summen aus Basis- und Interflowabfluss sind in Abbildung 4-5 entsprechend der einzelnen Landnutzungsklassen für das Winter- und das Sommerhalbjahr aufgeführt.

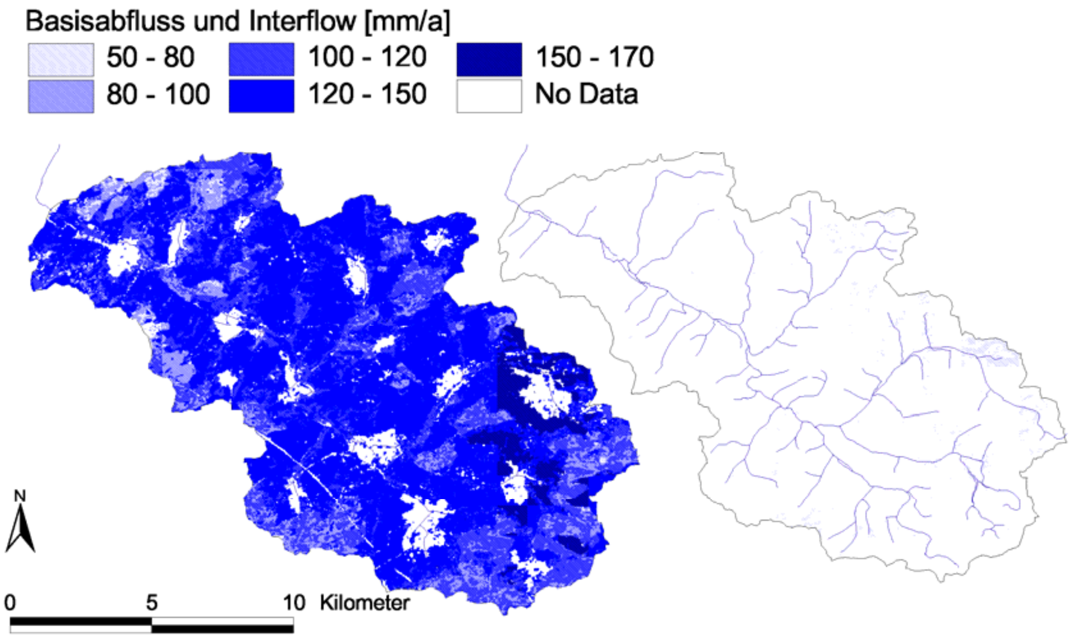


Abbildung 4-5: Mittlere Basisabflüsse und Interflow im Winterhalbjahr (links) und im Sommerhalbjahr (rechts)

Der Basis- und Interflowabfluss ist im Mittel über das ganze Einzugsgebiet während des Winterhalbjahres etwa drei mal so hoch wie der des Sommerhalbjahres. Tabelle 4-2 zeigt den Unterschied des Basis- und Interflowabflusses im Sommer- und Winterhalbjahr unter verschiedenen Landnutzungen. Im Vergleich mit der Landnutzung (siehe Abbildung 2–1) ist zu erkennen, dass die Abflüsse unter Acker- und Grünland wegen der geringeren Verdunstung höher sind als beim Wald, unter Nadelwald sind sie im Winter geringer als unter Laubwald.

Tabelle 4-2: Winter- und Sommerabflüsse unter verschiedenen Landnutzungen

Landnutzung	Basisabfluss [mm]		Interflow [mm]	
	Sommer	Winter	Sommer	Winter
Ackerflächen	31	117	4	29
Grünland	35	105	5	26
Laubwald	18	87	3	22
Nadelwald	15	56	2	10

Die gesamte, flächendeckende Grundwasserneubildungsrate als Summe des sommer- und winterlichen Basisabflusses und Interflows zeigt Abbildung 4-6.

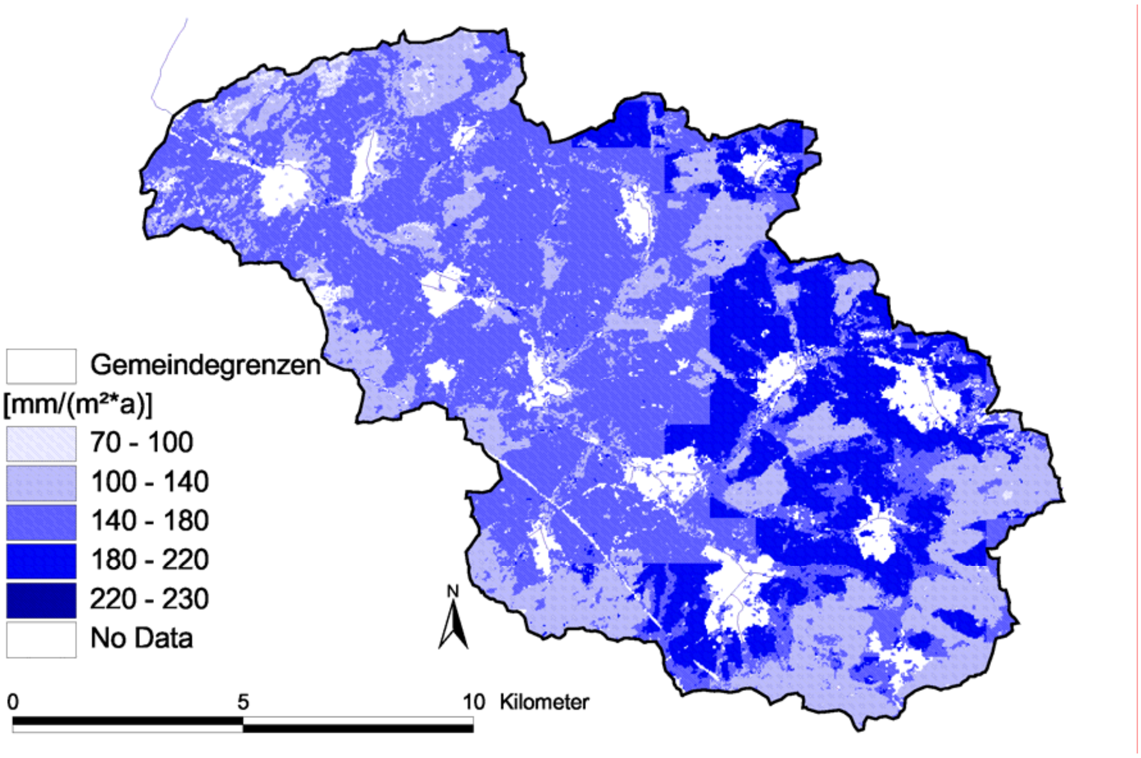


Abbildung 4-6: Mittlere, flächendeckende Grundwasserneubildung der Jahre 1987-1996 im Einzugsgebiet des Kraichbachs aus LARSIM

Deutlich zu erkennen sind die Waldflächen, unter denen die Bildung der Grundwassers durchweg geringerer ist. Weiterhin zeichnet sich der südöstliche Teil des Untersuchungsgebietes durch höhere Neubildungsraten aus, die auf einen höheren Niederschlag, einen aufgrund der Topographie höheren Anteil des Zwischenabflusses und eine geringere Wasserspeicherfähigkeit des Untergrundgesteins (Keupers) zurückzuführen sind.

4.1.3 Umsetzungsprozesse

Die dritte Größe, die bei der Abschätzung der Nitratkonzentration im Grundwasser betrachtet wird, sind die Umsetzungsprozesse des Stickstoffs im Boden. Die Stickstoffdynamik wird getrieben von einer Reihe biologischer Prozesse, die Abbildung 4-7 illustriert.

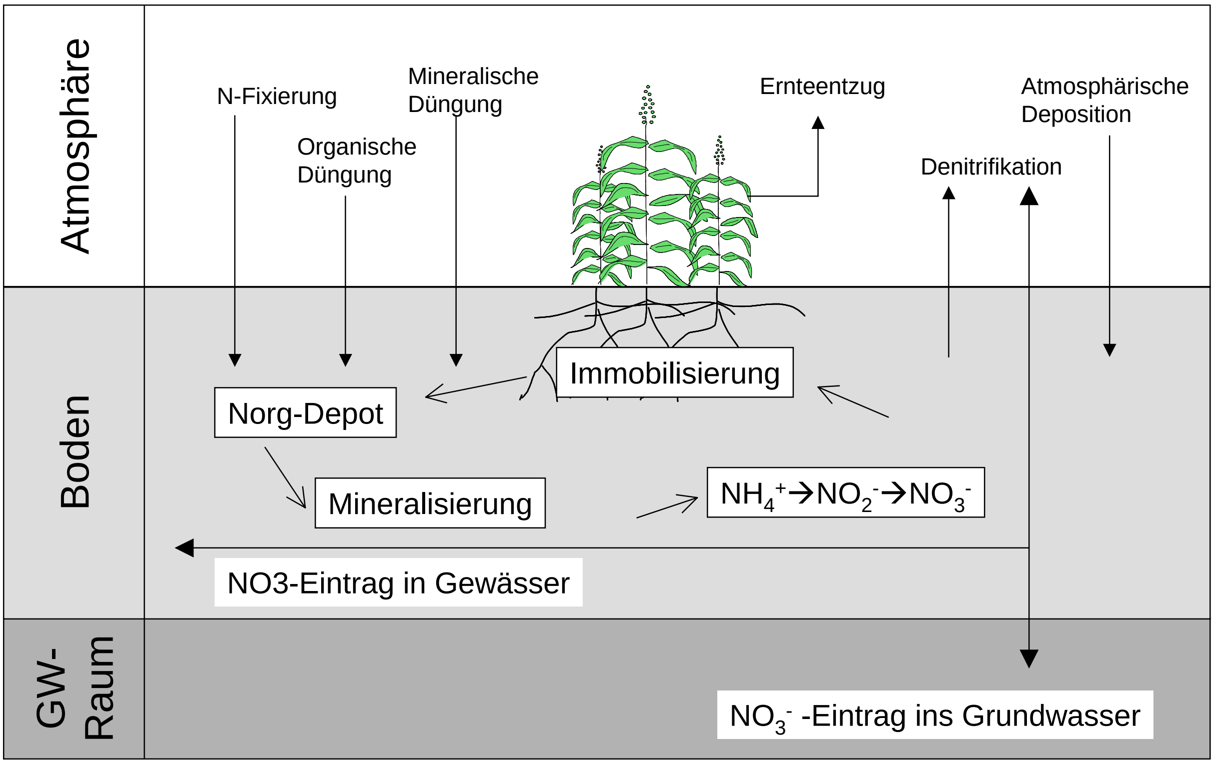


Abbildung 4-7: Stickstoffbilanz, -umsatz und -verlagerung im Boden (aus: GEBEL et al., 1998)

Der Eintrag von atmosphärischem Stickstoff in den Boden (Fixierung) geschieht durch Mikroorganismen. Die Rückführung wiederum erfolgt durch Denitrifikationsprozesse verschiedener Bakteriengattungen. Als Immobilisierung wird die Überführung von mineralischem Stickstoff in organische Substanz bezeichnet. Diese kann biotisch erfolgen, indem Bakterien oder Pilze bevorzugt Ammonium als Nährelement für die Zellsynthese aufnehmen, oder abiotisch durch die Bindung an organische Substanz in Form von Humus. Die Freisetzung oder Mobilisierung von organischem Stickstoff findet durch die Mineralisierungsprozesse statt. Die organische Substanz wird durch Mikroorganismen zu Ammonium, Nitrit und schließlich zu Nitrat oxidiert.

Alle beschriebenen Umsetzungsprozesse verlaufen zeitgleich: während in den Boden eingetragenes Nitrat immobilisiert wird, erfolgt simultan die Freisetzung aus organischer Substanz durch die Mineralisation. Das so gebildete Nitrat steht wiederum zur Immobilisierung oder Denitrifizierung bereit oder es wird verlagert, also ausgewaschen. Die Transformationen in Bodensystemen verlaufen sehr schnell und werden mit Tagen bis Stunden veranschlagt. Um eine Auswaschung von Nitrat zu vermeiden, sollte der N-Kreislauf so weit wie möglich durch Immobilisierung bzw. Denitrifikation geschlossen werden. Dies gestaltet sich besonders bei den anthropogen verursachten Überangebot als schwierig, weil die Stickstoffbilanz verändert und der Ablauf von Umsatzprozessen beschleunigt wird (UBA, 1994).

Dies belegt die Wichtigkeit der Einbeziehung aller im Boden stattfindenden Umsetzungsprozesse. In den makroskaligen Modellen wird meist nur der Nitratabbau in Form der Denitrifikation abgeschätzt. Für die sinnvolle Planung von Maßnahmen muss ein Stoffmodell die Umsetzungs- und Austauschprozesse aber sowohl entsprechend ihrer Kausalzusammenhänge als auch in angemessener räumlicher und zeitlicher Diskretisierung abbilden und diese Zusammenhänge transparent darstellen (GEBEL, 2000).

Zur Modellierung der Stickstoffflüsse im Boden und zur Berechnung des Nitrataustrags ins Grundwasser wurde zunächst auf Basis der Stickstoffüberschüsse und des Wasserhaushaltes die Stickstoffkonzentration im neugebildeten Grundwasser berechnet. Die Umsetzungsprozesse, die miteinbezogen wurden, sind die Netto-Mineralisation (als Summe der Mineralisations- und Immobilisierungsprozesse) und die Denitrifikation. Abbildung 4-8 veranschaulicht den Aufbau des Stickstoffmodells.

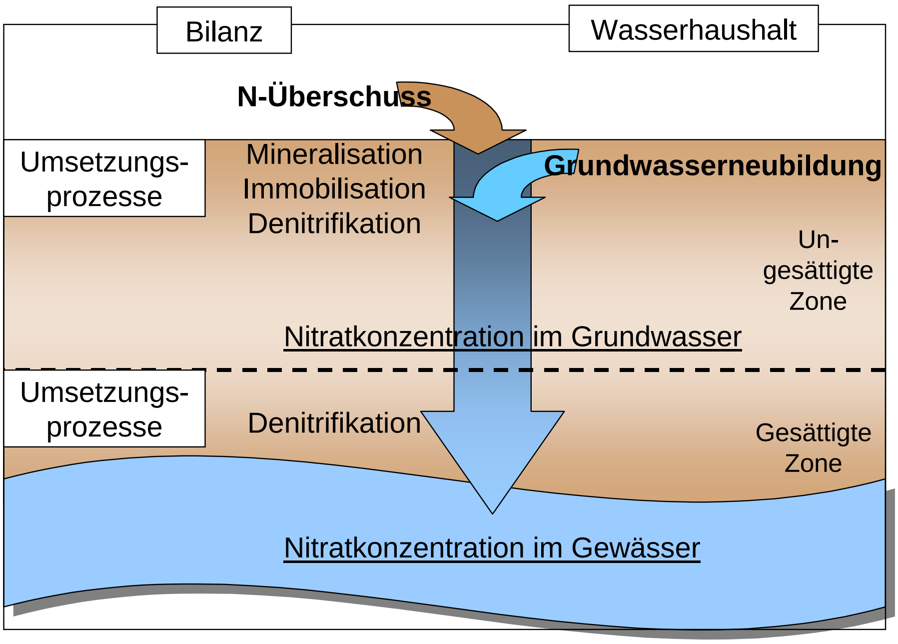


Abbildung 4-8: Aufbau des Stickstoffmodells

Die Netto-Mineralisation wurde anhand des Mineralisationspotentials (siehe Kapitel 4.1.1) kalkuliert, dabei wurde die Immobilisation pauschal mit 50 % des Mineralisationspotentials angenommen. Die Denitrifikation in den oberen Schichten leitet sich aus den N-Überschüssen ab (siehe Kapitel 4.1.4).

Während der Passage des Wassers im Aquifer bis zum Eintritt ins Fließgewässer wird die Nitratkonzentration durch Denitrifikationsprozesse weiter verringert. Die Höhe der Denitrifikationsrate ergibt sich aus den berechneten Nitratkonzentrationen im Grundwasser und den im Gewässer gemessenen Konzentrationen. Die Gewässermessungen, die ausgewertet wurden, betrachten ausschließlich Niedrigwasser und gehen von der Annahme aus, dass das Gewässer bei niedrigem Abfluss nur von Grundwasser und Punktquellen gespeist wird. Da der Eintrag über die Punktquellen bekannt ist, kann der Rückschluss auf die Nitratkonzentration des Basiszuflusses vollzogen werden. Die Aussagen zur Denitrifikaton im Aquifer kann nur als gebietsumfassendes Mittel vorgenommen werden, eine kleinräumigere Differenzierung ist nicht möglich.

Die Umsetzungsprozesse sind räumlich und zeitlich stark variabel und hängen von Temperatur, Bodenfeuchte, Bodenart und Kultur ab. Mittels Untersuchungen, die zur Mineralisation und Denitrifikation im Kraichgau durchgeführt wurden, sollte eine Anpassung dieser Größen an die Bedingungen im Untersuchungsgebiet vorgenommen werden. YILMAZ (1998) führte Untersuchungen zur Mineralisation im Boden unter Zuckerrüben und Winterweizen im Kraichgau durch und gibt die 10-jährige Raten mit durchschnittlich 129 kg N/(ha a) an. TURYABAHIKA (1999) konnte diese Zahlen bestätigen, bei betriebsüblicher Düngung wies er Nettomineralisationsraten zwischen 70 – 224 kg N/(ha·a) nach. Damit wird der Jahresbedarf an Dünger einiger Kulturarten erreicht bzw. überschritten. LEIDIG (1997) beschäftigte sich mit

der Denitrifikation und konnte sowohl die Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren nachweisen als auch die Raten in Laborversuchen bestimmen.

In allen Untersuchungen war es jedoch nicht möglich, ein Modell für die Stoffdynamik für verschiedene Boden- und Kulturarten zu entwickeln, das eine befriedigende Aussage über die Umsetzungsprozesse ermöglichte. Die Unsicherheiten bei den ausschlaggebenden Eingangsdaten sind immer noch zu hoch und bisher nur für einzelne Kulturarten in bestimmten Lagen/ Bodentypen und im Laborversuchen gelungen.

Da das Stickstoffreservoir im Boden in Form der organischen Bodenmasse und organischen Düngemittelkomponenten ein erhebliches Potential darstellt und es durch das vorgestellte Modell keine Möglichkeit gibt, Aussagen zum jährlichen Mineralisationspotential im Boden zu treffen, soll auf einen zweiten, ergänzenden Ansatz hingewiesen werden. Es handelt sich um einen statistische Auswertung der Nmin-Daten in Bezug auf witterungsbedingte Faktoren wie Regen und Temperatur (SCHWEIGERT, 2002). Die Nmin-Daten geben den im Boden vorhandenen, mineralisierten Stickstoff an und stellen somit ein Zwischenergebnis der ständig im Boden stattfindenden Umsetzungsprozesse da. Die Proben werden in den Wasserschutzgebieten zweimal jährlich gezogen, im Herbst nach der Ernte und im Frühjahr vor der Ernte. Über die Veränderung zwischen diesen Terminen, also während des Winters, können Aussagen hinsichtlich der Nitratausträge ins Grundwasser vorgenommen werden. Dieser Ansatz integriert die vielfältigen zeitvariablen Prozesse und ergänzt die Modellberechnung. Er wird in Kapitel 7.4 genauer beschrieben.

4.1.4 Berechnungsansatz

Nährstoffe

Im Folgenden wird der Ansatz zur Quantifizierung der Nährstoffemissionen über das Grundwasser beschrieben. Dazu wurde grundsätzlich die Stoffkonzentration im Grundwasser mit der ausgetragenen Wassermenge multipliziert, letztere ergibt sich als Produkt aus Grundwasserneubildung und der Größe des Einzugsgebiets (siehe Gleichung 4–3).

$$EGW = \frac{Q_{INT+BAS} \cdot A_{EZG} \cdot C_{GW}}{1.000.000.000}$$ Gleichung 4-3

EGW = Emissionen in das Grundwasser [t/a]
$Q_{INT+BAS}$ = Grundwasserneubildung [mm/(m²·a)]
A_{EZG} = Größe des Einzugsgebietes [m²]
C_{GW} = Stoffkonzentration im Grundwasser [mg/l]

Während für Phosphor eine Stoffkonzentration aus der Literatur übernommen wurde (und die Berechnung damit abgeschlossen ist), wurde die Stickstoffkonzentration aus den Stickstoffüberschüssen der Bilanz und der Wasserspeicherkapazität des Bodens abgeleitet.

$$C_{GW,N} = \frac{(\ddot{U}_{LF,N} - DNR) \cdot AF \cdot 100}{Q_{INT+BAS}}$$ Gleichung 4-4

$C_{GW,N}$ = Nitratkonzentration im Grundwasser [mg N/l]
$\ddot{U}_{LF,N}$ = Stickstoffüberschuss auf der landwirtschaftlichen Fläche [kg N/(ha·a)]
DNR = Denitrifikationsrate [kg N/(ha·a)]
AF = Austauschfaktor
$Q_{INT+BAS}$ = Grundwasserneubildung [mm/(m²·a)]

Die Denitrifikationsrate im Boden wurde in Abhängigkeit vom Standort und den Stickstoffüberschüssen nach WENDLAND (1992) berechnet:

$$DNR = DNR_{\max} \cdot \frac{C_{BOD,N}}{M + C_{BOD,N}}$$ Gleichung 4-5

DNR = *Denitrifikationsrate [kg N/(ha·a)]*
DNR_{max} = *höchste Denitrifikationsbedingungen am Standort [kg N/(ha·a)]*
$C_{BOD,N}$ = *N-Konzentration des Bodens bezogen auf den mobilen N-Anteil [mg N/ kg Boden]*
M = *Michaelis-Menten-Konstante in Abhängigkeit der DNR_{max}*

Die Stickstoffkonzentration des Bodens in Bezug auf den mobilen Stickstoffanteil wurde durch die folgende Gleichung erhalten:

$$C_{BOD,N} = \frac{\ddot{U}_{LF,N}}{7{,}5}$$ Gleichung 4-6

$C_{BOD,N}$ = *N-Konzentration des Bodens bezogen auf den mobilen N-Anteil [mg N/ kg Boden]*
$\ddot{U}_{LF,N}$ = *Stickstoffüberschuss auf der landwirtschaftlichen Fläche [kg N/(ha·a)]*
7,5 = *berechnete durchschnittliche Bodenmasse bei einer durchschnittlichen effektiven Lagerungsdichte [mg N/ kg Boden]*

Der Austauschfaktor wurde aus der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers, gemessen an der pflanzenverfügbaren Wassermenge im Boden und der Sickerwassermenge berechnet. Es handelt sich hierbei um den Wasserrückhalt im Boden in Form seiner Wasserspeicherkapazität. Der Stickstoff, der dadurch im Boden verbleibt, sollte im Idealfall im Frühjahr den Nmin-Messungen entsprechen.

$$AH = \frac{Q_{BAS}}{Wpf} \cdot 100$$ Gleichung 4-7

AF=AH wenn AH<100

AF=1 wenn AH>100

AH = *Austauschhäufigkeit [%/a]*
Q_{BAS} = *Basisabfluss oder Sickerwasser [mm/a]*
Wpf = *pflanzenverfügbares Wasser [mm]*
AF = *Austauschfaktor*

Schwermetalle

Zur Berechnung der Schwermetalleinträge über den Eintragspfad Grundwasser wurde auf den Ansatz von BEHRENDT et al. (2001) bzw. FUCHS et al. (2003) zurückgegriffen. Der Zwischen- und Basisabfluss wurden gemeinsam betrachtet und mit der entsprechenden Schwermetallkonzentration multipliziert, um so die Fracht zu erhalten:

$$EGW = \frac{Q_{BAS+INT} \cdot C_{GW}}{1.000.000.000}$$ Gleichung 4-8

EGW = *Stoffemissionen über den Grundwasserzufluss [kg/a]*
$Q_{BAS+INT}$ = *Basis- und Interflowabfluss [m³/a]*
C_{GW} = *Stoffkonzentration im Basisabfluss [µg/l]*

Maßnahmen

Die entscheidende Stoffgröße beim Austragspfad „Grundwasser“ ist der Stickstoff. Der Eintrag kann direkt erfolgen über die Zufuhr von mineralischem und organischem Dünger oder indirekt über die Bereitstellung aus dem organischen Stickstoffdepot im Boden. Besonders die Umsetzungsprozesse im Boden, die von mehreren Faktoren abhängig sind, lassen sich schwer kalkulieren und werden häufig unterschätzt. Gezielte Maßnahmen sollten daher zunächst die genaue Analyse der Umsetzungsprozesse im Boden vornehmen, um daraus die Dünge- und Bewirtschaftungsempfehlung auf den wirklichen Pflanzenbedarf abzustimmen. Eine solche Abstimmung stellt generell die einzig mögliche Maßnahme dar, den Eintrag von Stickstoff ins Gewässer über das Grundwasser zu reduzieren. Weder der Wasserhaushalt (als treibende Kraft) noch die Denitrifikation können als variable bzw. im Sinne einer Emissionsminderung steuerbare Größen gelten. Es ist – ganz im Gegenteil – langfristig eher eine Abnahme der Denitrifikationsleistung im Bodenkörper zu befürchten.

Zur Zustandsbeschreibung der mineralisierten Stickstoffgehalte im Boden werden seit Jahren zahlreiche Messungen durchgeführt. Im Zuge der Schutz- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) werden die landwirtschaftlichen Flächen innerhalb der Wasserschutzgebiete nach der Ernte beprobt und der Nitrat-Informations-Dienst (NID) zieht im Frühjahr Bodenproben um darauf basierend die Düngeplanung zu erstellen.

In der Praxis gestaltet sich die Auswertung der Nmin-Daten nicht problemlos. So beschreibt LAMBERT (2004), dass Nmin-Werte aus dem Frühjahr 2003 überraschend hoch waren, was angesichts niedriger Werte im Herbst 2002 nicht erwartet worden war. In diesem Frühjahr (2004) verhält es sich genau umgekehrt: nach hohen Herbstwerten weisen ein Teil der Proben hohe, andere wiederum sehr niedrige Frühjahrswerte auf. LAMBERT (2004) weist auf Witterungs- und Bewirtschaftungseinflüsse hin, die einen großen Einfluss ausübten. Neben statistischen Aussagen (SCHWEIGERT, 2002), die generalisierbare Aussagen zulassen, müssen Einzelergebnisse in Abhängigkeit der Standorte diskutiert werden.

Dazu bedarf es aussagekräftiger Messungen. Um Aussagen im Bezug auf die Mobilisierung des organischen Depots zu treffen, müssen Bodenproben standörtlich und zeitlich gestreut werden. Die Beprobung unterschiedlicher Standorte und Kulturarten erfolgt bereits, die Probentermine finden bisher überwiegend im Februar statt. Zu dieser Jahreszeit ist je nach Witterung der Boden noch nicht gleichmäßig erwärmt und die Umsetzungsprozesse noch nicht richtig angelaufen. Deswegen müssen die Proben bis weit ins Frühjahr gestreut werden und den Zeitpunkt kurz vor Düngung und Saat mit abdecken.

Die Nmin-Werte sind eine wichtige landwirtschaftliche und politische Größe und ihre Nutzung als sinnvolles Beratungsinstrument sollte im Interesse aller verbessert und geschärft werden.

4.2 Emissionspfad „Erosion“

Der Begriff Bodenerosion umfasst gleichermaßen die Verlagerung von Boden durch Wasser *und* Wind. Da Winderosion in Mitteleuropa in nennenswertem Ausmaß jedoch lediglich in den Landschaften Norddeutschlands, Jütlands und der Niederlande auftritt (FRIELINGHAUS, 1998) und zudem nur ein verschwindender Bruchteil des via Wind gelösten Bodens in die Gewässer gelangen dürfte, wurde diese Erosionsform in den Berechnungen dieses Projektes außer Acht gelassen. Wenn im Folgenden von Erosion die Rede ist, so ist stets die abflussverursachte gemeint.

Werden durch Erosion Partikel aus dem Boden gelöst und mit dem Oberflächenabfluss hangabwärts transportiert, so gelangen sie damit – zumindest teilweise – auch in die Gewässer. Der Bodengehalt an Nährstoffen und Schwermetallen führt dazu, dass dieser

Prozess mit entsprechenden, in diesem Vorhaben zu berücksichtigenden Emissionen verbunden ist.

4.2.1 Berechnung der erodierten Bodenmengen

Auswahl eines Ansatzes

Die Basis einer jeden Abschätzung des Eintrages von (partikulären) Schmutzstoffen in Oberflächengewässer über den Pfad „Erosion" ist eine möglichst realitätsnahe Berechnung der im Gebiet erodierten Bodenmenge.

Es existiert eine große Anzahl an Modellen, mit denen der Bodenabtrag berechnet/modelliert werden kann. Eine Übersicht geben z.B. BORK (1991) oder GERLINGER (1997). Aufgrund der in diesem Vorhaben zu berücksichtigenden Randbedingungen (siehe folgender Abschnitt) kam jedoch für die Berechnungen im Rahmen dieses Projektes nur das wohl bekannteste Modell, die „Universal Soil Loss Equation" (USLE) in Frage. Dieses wurde von WISCHMEIER & SMITH in den 1950'er Jahren entwickelt, als zentrale Veröffentlichungen gelten die landwirtschaftlichen Handbücher Nummer 282 (1965) und 537 (1978) des U.S. Amerikanischen „Department of Agriculture". SCHWERTMANN et al. (1987) veröffentlichten eine auf süddeutsche (bayerische) Verhältnisse übertragene und überprüfte Berechnungsweise, die allgemein mit dem Akronym ABAG bezeichnet wird (Allgemeine Bodenabtragsgleichung).

Nur für die ABAG liegen alle benötigten Grundlagendaten so vor, dass eine flächendifferenzierte Berechnung möglich ist. Der aufgrund der zunehmenden Kapazität von PCs ständig wachsenden Möglichkeit zur Anwendung auch physikalisch basierter Erosionsmodelle steht dagegen laut GRUNEWALD (1999) in aller Regel ein Fehlen von Eingangsdaten der benötigten Detailliertheit gegenüber. Diese Erfahrung wurde auch in diesem Vorhaben gemacht, in dem das Einzugsgebiet des Weiherbaches[1] testweise mit dem prozessorientierten Erosionsmodell „Erosion 2D/3D" simuliert wurde: Die Erkenntnisse dieser Arbeit, die in Kapitel 7.1 (prozessorientierte Erosionsmodellierung) näher dargestellt wird, sprechen ebenfalls dafür, ein solches Modell nicht für die Modellierung der Bodenerosion auf der benötigten räumlichen Skala zu empfehlen.

Auch nach BORK (1991) sind die besten Resultate mit der ABAG zu erzielen, „solange keine Prozessmodelle auf Ereignisbasis für großflächige Anwendungen entwickelt sowie überprüft sind und die erforderlichen Parameter bestimmt und regionalisiert wurden". Dies ist nach RODE et al. (2002) noch immer der Fall. Insgesamt „ist die USLE die am intensivsten auf ihre Übertragbarkeit auf europäische Verhältnisse getestete [...] Gleichung dieser Art" (LÖWA, 1997).

Schließlich ist es von den Anforderungen des Projektes her auch gar nicht notwendig, die Bodenerosion zeitlich höher aufgelöst, also z.B. ereignisbasiert, zu betrachten. Dies würde weder die Ermittlung des mittleren jährlichen Stoffeintrages über diesen Pfad verbessern, noch zu einer anderen Wahl von Maßnahmen führen. Auch spielt zur Beurteilung der Schäden eine hohe zeitliche Auflösung keine Rolle, da sie erst ihn ihrer langfristigen Wirkung von Bedeutung sind. Dies gilt für on-site Schäden (den Verlust wertvollen Bodens) wie für off-site Schäden, also die Ablagerung erodierten Bodens auf dem Schlag (der zur Inhomogenität der Flächen führt) und den Eintrag von Schmutzstoffen in Oberflächengewässer: kritisch ist vor allem die *Akkumulation* von Phosphor und Schwermetallen.

[1] Über dieses Gebiet lagen aufgrund des zuvor auch unter Mitwirkung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft bearbeiteten „Weiherbach-Projektes" (DFG-Verbundprojekt, Plate, 1992) außerordentlich viele Daten vor.

Die USLE basiert auf Messungen auf Standardtestparzellen mit einer Länge von 22,1 m, einer Breite von 1,87 m und 9 % Neigung. Die Messungen entsprechen zusammen einer Messdauer von 10.000 Parzellenjahren. Mit ihr kann der langjährige, mittlere Bodenabtrag aus sechs Faktoren wie folgt berechnet werden:

$$A = R \cdot K \cdot C \cdot S \cdot L \cdot P \qquad \text{(Gleichung 4-9)}$$

mit:
- A = mittlerer langjähriger Abtrag [t/(ha·a)]
- R = Regen- und Oberflächenabflußfaktor [kj/m²·m/h]
- K = Bodenerodierbarkeitsfaktor [t·m/(ha·a·kj·h)]
- C = Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor [-]
- S = Hangneigungsfaktor [-]
- L = Hanglängenfaktor [-]
- P = Erosionsschutzfaktor [-]

Alle Faktoren werden jeweils wiederum durch Gleichungen oder davon abgeleiteten Tabellen und Nomogrammen bestimmt, in die die jeweiligen Standortparameter eingehen. Um den Einfluss der Hangform in Gefällerichtung sowie quer zum Gefälle berücksichtigen zu können, wurde im Projekt die „differenzierte“ Form der ABAG, die dABAG angewandt, wie sie von AUERSWALD, FLACKE und NEUFANG 1988 veröffentlicht wurde. Die Autoren gehen davon aus, dass dadurch das Ergebnis der Berechnung deutlich verbessert werden kann.

Konkret ergibt sich eine Änderung gegenüber der ABAG durch die Einführung eines Formparameters a (Berücksichtigung des Hangquerprofils) und einer Wichtungsformel zur Berücksichtigung des Hanglängsprofils auf beliebig langen Teilstücken. Die dABAG wurde auf Basis eines TIN-Höhenmodells[2] vorgestellt, konnte im Rahmen des Projekts jedoch über eine Programmierung im GIS auch auf Rasterdatengrundlage angewendet werden. Ein ähnliches Vorgehen wählten auch LANG (1997) und LÖWA (1997), allerdings auf einem Gebiet von nur ca. 1,44 km² bzw. im Maßstab 1:10.000 arbeitend.

Eine Berechnung der dABAG-Faktoren erfolgt zellenweise über die Gleichung:

$$A = aRKCSLP = (a/l) \cdot R \cdot \sum_{i=1}^{n} K_i \cdot C_i \cdot S_i \cdot \frac{l_i^{1+m} - l_{i-1}^{1+m}}{22{,}1^m} \cdot P_i \qquad \text{(Gleichung 4-10)}$$

mit:
- aRKCLSP = Bodenabtrag des Einzelhanges [t/(ha·a)]
- a = Formparameter des Einzelhanges [-]
- l = Hanglänge (längste Fließlänge) [m]
- m = Hanglängenexponent des i-ten Teilstückes/der i-ten Zelle [-]

Der Index i zeigt den Wert des entsprechenden Faktors auf dem i-ten Teilstück/der i-ten Zelle des Hangs an.

Auf die Bestimmung der einzelnen Faktoren der dABAG wird im folgenden Unterkapiteln kurz eingegangen. Eine ausführliche Erläuterung und Dokumentation dieses teilweise sehr aufwändigen Schrittes befindet sich im Anhang dieses Berichts (Kapitel [illegible]1)

---

[2] TIN = Triangulated Irregular Network (unregelmäßige Dreiecksvermaschung)

Die einzigartige, weltweite Verbreitung der USLE ist sicherlich der einfachen Handhabbarkeit und Parameterbestimmung zuzuschreiben. Diese verführen jedoch auch zu einer missbräuchlichen Anwendung der Gleichung, vor der Wischmeier (1976) ausdrücklich warnte. Im Rahmen des Projektes wurde deswegen nicht nur der berechnete Bodenabtrag durch Vergleiche mit Literaturquellen auf Plausibilität geprüft, sondern ebenfalls das berechnete Wertespektrum jedes einzelnen Faktors.

Eine wirklich Verifizierung des Ergebnisses der Berechnungen anhand der im Projekt erhobenen Immissionsdaten ist leider grundsätzlich nicht möglich. Dies liegt zum einen daran, dass der via ABAG berechnete Bodenabtrag als *langjähriger* Mittelwert zu sehen ist (Wischmeier & Smith (1978) geben einen Regenzyklus von 22 Jahren an), so dass die Zeitspanne der Messungen des Projektes bei weitem nicht ausreicht. Zum anderen berechnet die ABAG - und dies ist sicherlich als größter Nachteil dieses Modells zu sehen - nur den Boden*abtrag* durch Flächen- und Rillenerosion (Wischmeier, 1976)[3]. Dieser unterscheidet sich von der am Gebietsauslass gemessenen Sedimentfracht einerseits durch Depositionsvorgänge in der Fläche, beim Passieren des Oberflächenabflusses von dichter Vegetation und im Gewässer selbst, andererseits kann es in Tiefenlinien sowie im Gewässer zu weiterer Aufnahme von Sedimenten kommen (Meyer, 1971). Schließlich kann am Messort die aus Erosion herrührende Sedimentfracht nicht eindeutig von den aus anderen Punkt- und diffusen Quellen sowie von resuspendiertem Material stammenden Feststoffen separiert werden.

Renard et al. stellten der Öffentlichkeit 1991 eine überarbeitete Version der USLE vor, die RUSLE (siehe auch Renard et al., 1997). Während die Grundgleichung erhalten blieb (s. Gleichung [illegible]), wurden die Algorithmen zur Bestimmung der einzelnen Faktoren teilweise grundlegend geändert. Zudem wurden die Ergebnisse neuer Messungen eingearbeitet. Eine Übertragung der Methode auf Deutsche Verhältnisse steht jedoch noch aus, es konnte kein Hinweis auf eine erfolgreiche Anwendung im Europäischen Raum gefunden werden. Auf eine pilothafte, und damit sehr unsichere Anwendung der RUSLE im Rahmen dieses Projektes wurde verzichtet.

Herleitung der Faktoren der dABAG

Der R-Faktor beschreibt den Einfluss des Niederschlags auf die Bodenerosion. Seine Einheit ist $kJ \cdot m^{-2} \cdot mm \cdot h^{-1}$. Im Rahmen dieses Projekts wurde der häufig gewählte Weg beschritten, diesen Faktor über eine auf dem mittleren Jahresniederschlag aufbauende Regressionsgleichung zu bestimmen. Eine solche liegt aus regionalen Auswertungen langjähriger Regenreihen vor (Sommer & Murschel, 1999). Mit dieser Gleichung ergibt sich für das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs ein R-Faktor von 103 $kJ \cdot m^{-2} \cdot mm \cdot h^{-1}$.

Der K-Faktor gibt den jährlichen Abtrag eines Bodens pro R-Faktor-Einheit an, seine Dimension ist t·h/(ha·N). Die wesentliche Grundlage bei der Herleitung des K-Faktors war die digitale Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200) des Landesamts für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg (LGRB), in der vier Wertespektren des K-Faktors unterschieden werden. Diesen wurden für die Berechnung entsprechende, diskrete Zahlenwerte zugeordnet. Der flächengewichtete Mittelwert der K-Faktoren im gesamten Testgebiet beträgt 0,49 t·h/(ha·N).

Der C-Faktor quantifiziert die Schutzwirkung, die der Anbau von Kulturpflanzen bezüglich der Bodenerosion hat. Da sich die Informationen, die zur Ermittlung des C-Faktors herange-

---

[3] Nicht erfasst wird damit die Grabenerosion, welche jedoch selbst in Landschaften, in denen lineare Erosionsfomen häufiger anzutreffen sind, nach Auerswald (1993) meist eine kleinere Bedeutung als die Flächenerosion hat.

zogen wurden[4], auf statistische Auswertungen beschränkten, konnte bezüglich der Kulturarten (sowie der Bewirtschaftungsart) keine räumliche Differenzierung vorgenommen werden. Unterschieden wurde lediglich zwischen Ackerbau und Weinbau und innerhalb dieser Klassen zwischen verschiedenen Anbaumethoden (Mulchsaat beim Ackerbau, Begrünungsverfahren beim Weinbau). Der resultierende, mittlere C-Faktor für Ackerbauflächen beträgt 0,08, für Weinbauflächen wurde er mit 0,20 beziffert.

S-Faktor (Hangneigung) und L-Faktor (Hanglänge) stellen die bedeutendsten Einflussgrößen für eine räumliche Differenzierung des Bodenabtrags dar (SOMMER & MURSCHEL, 1999) und werden teilweise als LS-Faktor („Topographiefaktor") zusammengefasst. Sie geben in der ABAG-Gleichung dasVerhältnis des Bodenabtrags eines beliebig geneigten und beliebig langen Hanges zum Bodenabtrag des Standardhanges (Länge 22,1 m, Neigung 9 %) unter sonst gleichen Bedingungen an und sind deswegen selbst dimensionslos.

Zur Berechnung des S-Faktors wurde auf eine erst vor wenigen Jahren von NEARING (1997) entwickelte Gleichung zurückgegriffen. Die ihr zugrundeliegende Hangneigung wurde innerhalb des GIS aus dem Digitalen Höhenmodell errechnet. Das arithmetische Mittel des S-Faktors im Gebiet beträgt 1,10. Die drei Angaben zu Hanglängen[5], die je betrachteter Rasterzelle zur Berechnung der dABAG benötigt werden, wurden mittels eines Scripts innerhalb der Programmierumgebung des GIS berechnet. Die Fließrichtung und Gerinnegrenzen (als eine mögliche untere Begrenzung eines Schlages) wurden aus dem DHM abgeleitet, als zusätzliche Grenze ging das ATKIS Thema „Anbauflächen" in die Berechnung ein. Gemäß der Arbeit von HICKEY et al. (1994) wurde die Hanglängenberechnung zudem abgebrochen, wenn die Neigung von einer Zelle zu ihrer Nachfolgerin um mehr als 50 % abnahm. Das arithmetische Mittel des Parameters „gesamte Hanglänge" aller Zellen im Gebiet beträgt ca. 150 m, die Werte schwanken von 45 bis 650 m.

Der P-Faktor gibt das Verhältnis des Bodenabtrages bei Anwendung von Schutzmaßnahmen zu dem ohne diese an. Er ist folgerichtig ebenfalls dimensionslos. Die Verbreitung von Schutzmaßnahmen, die sich im P-Faktor niederschlagen, wird als sehr gering eingeschätzt. Dieser Faktor wurde deswegen aus den Betrachtungen ausgeschlossen, sein Wert zu Eins gesetzt.

Der Formparameter a berücksichtigt den Einfluss des Hangquerprofils auf die Bodenerosion eines Hangs. Er gibt den Bodenabtrag eines (senkrecht zur Fließrichtung) beliebig geformten Hangs zu dem eines gestreckten Hangs an, so dass auch er dimensionslos ist. Er wurde zusammen mit den verschiedenen Hanglängen über das Script im GIS berechnet, sein Mittelwert im betrachteten Gebiet beträgt 1,07.

Berechneter Bodenabtrag

Abbildung 4-9 zeigt den nach der dABAG im oben beschriebenen Verfahren berechneten Bodenabtrag im Einzugsgebiet des oberen Kraichbach, gemittelt über die Fläche des jeweiligen Schlags.

Die Werte schwanken zwischen 0,03 t/(ha·a) und 104,0 t/(ha·a). Der Mittelwert des berechneten Bodenabtrags beträgt 5,23 t/(ha·a). Wie zu erwarten war, ist der untere Bereich des Wertespektrums geprägt durch Ackerflächen auf Böden, die mit niedrigen K-Faktoren bewertet wurden, vor allem aber in Auebereichen liegen, also geringe Hangneigungen aufweisen. Genau das Gegenteil trifft auf den oberen Wertebereich zu, in dem Weinanbau auf erosionsanfälligen Böden unter hohen Hangneigungen dominieren.

---

[4] Anbau der einzelnen Kulturarten & Mulchsaatflächen auf Gemeinde-/Gemarkungsebene

[5] Länge bis zum unteren Ende der Zelle, bis zum unteren Ende der vorhergehenden Zelle und Gesamthanglänge

Der vorzugsweise Anbau von Wein in Steillagen zeigt sich auch am mittleren Bodenabtrag: In Weinbauflächen beträgt er 17 t/(ha·a), Ackerflächen haben ein Mittel von 4,6 t/(ha·a). Nur rund die Hälfte dieses Unterschiedes lässt sich durch die Zuweisung unterschiedlicher C-Faktoren erklären[6]. Es zeigt sich auch hier der maßgebende Einfluss des S-Faktors: Dieser ist im Mittel aller Weinanbauflächen doppelt so groß wie im Mittel der Ackerflächen.

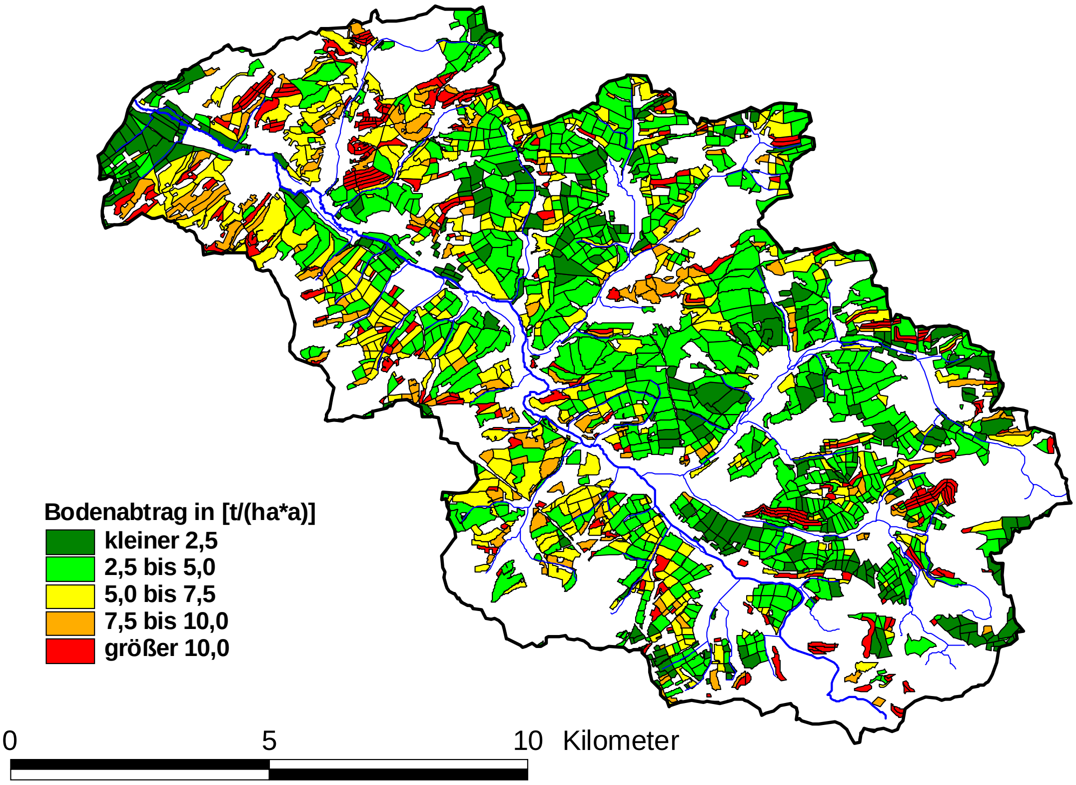


Abbildung 4-9: Mit der dABAG berechneter, langjähriger Bodenabtrag im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs (Mittelwert je Schlag)

Wie bereits zu Beginn dieses Kapitels erwähnt ist es quasi unmöglich, eine Validierung der von der dABAG berechneten Bodenabtragsmengen vorzunehmen, da es sich um langjährige Mittelwerte handelt. Es bleibt der Vergleich mit Literaturwerten, der im Folgenden angestellt wird. Da der Kraichgau als „Landschaft mit den größten Erosionsproblemen in Baden-Württemberg" (SOMMER & MURSCHEL, 1999) bezeichnet werden kann, liegen zu diesem Naturraum diverse Messungen und Berechnungen bezüglich des Bodenabtrags vor.

In den 1980er Jahren waren es die Veröffentlichungen von QUIST (1984) und DIKAU (1986), die durch ihre hohen, im Kraichgau gemessenen Bodenabträge die (Fach-)Öffentlichkeit aufschreckten. Quist maß auf flurbereinigten Felder, auf denen Zuckerrüben angebaut wurden, über drei Jahre hinweg durchschnittliche Abträge von bis zu 115 t/(ha·a). In den nicht flurbereinigten Kontrollgebieten wurden hingegen maximale Bodenabträge von 36 t/(ha·a) gemessen. Die hohen Abträge wurden auf Schlägen gemessen, die eine Länge von 150 m unter Hangneigungen von 6 bis 7 ° hatten. Überschlägige Abschätzungen mittels der ABAG,

[6] Zur Erinnerung: Ein Unterschied im C-Faktor zwischen Ackerflächen (0,08) und Weinanbauflächen (0,20) besteht, obwohl alle bestehenden Schutzmaßnahmen für den Weinbau in der Berechnung berücksichtigt wurden

die auf diesen Angaben aufbauten, lieferten uns Bodenabträge in gleicher Größenordnung, so dass QUISTs Messungen als Bestätigung der hier verwendeten Methode angesehen werden.

Dikau untersuchte vegetationslose Messparzellen unter einer Hangneigung von 13 °. Seine Messungen in zwei Jahren ergaben Bodenabträge von 30 bzw. 61 t/(ha·a), wobei die Hanglänge maximal 20 m betrug. Obwohl diese Werte angesichts der kurzen Hanglänge in ihrer absoluten Höhe erschrecken, sind sie doch unter Berücksichtigung der extremen Hangneigung und dem fehlenden Schutz durch Bodenbedeckung eher noch als niedrig einzuschätzen.

Diese Messungen geben einen Einblick in die Intensität, die der Bodenabtrag im Kraichgau ereichen kann, und können die Berichte über Extremereignisse plausibilisieren helfen, die aus dem Kraichgau berichtet werden und von QUIST (1984) eindrucksvoll zusammengestellt wurden. Sie können jedoch kaum als Vergleichswert für berechnete, langjährige und für ganze Einzugsbebiete gemittelte Bodenabträge unter den heute praktizierten Anbaumethoden dienen.

Deutlich hilfreicher sind diesbezüglich die Ergebnisse langjähriger Abtragsmessungen, die jedoch entsprechend aufwändiger und damit auch seltener sind. Die Erfahrungen von KLIK (2003) unterstreichen diese Aussage: Sein Feldversuch mit mehreren Parzellen erstreckt sich auf sechs bzw. neun Jahre. Rund 80 % des gesamten in dieser Zeit gemessenen Bodenabtrags wurde durch ein bzw. zwei Ereignisse verursacht. SCHAUB & PRASUHN (1993) weisen darauf hin, dass selbst ein Zehn-Jahres-Mittel des Bodenabtrags durch zwei aufeinander folgende nasse und erosive Jahre deutlich verändert werden kann[7]. Die zeitliche Extrapolation weniger gemessener Erosionsereignisse gestaltet sich angesichts dieser Verhältnisse als nahezu unmöglich.

Literatur über langjährige Messungen des Bodenabtrags gibt es über die Versuchsstation „Albacher Hof“, welche bereits 1951 etwa 15 km südöstlich von Gießen eingerichtet wurde (JUNG, 1956; JUNG & BRECHTEL, 1980). Diese liegt zwar nicht im Kraichgau, der Bodentyp ist aber eine Parabraunerde und die Bodenart wird mit schluffigem Lehm angegeben, so dass eine gewisse Vergleichbarkeit gegeben ist. Die Bodenverluste über die Zeitspanne von 1951 bis 1967 wurden gemessen und veröffentlicht. Die jährlichen Abträge schwanken stark, zwischen 0,065 t/(ha·a) und 20,4 t/(ha·a), was erneut die Notwendigkeit von langjährigen Messungen verdeutlicht. Der Mittelwert des Bodenabtrags dieser 11 ° geneigten Messparzellen unter Schwarzbrache betrug 4,5 t/(ha·a). Dieser Wert gibt keinerlei Anlass, die im Projekt berechneten Bodenabträge als zu hoch einzuschätzen. Auch zum Gegenteil wird angesichts der großen Unsicherheiten bezügl. der Übertragbarkeit kein Anlass gesehen.

CLEMENS & STAHR (1994) nutzten Tiefenprofile in Kolluvienbereichen, um aus diesen den Gesamtbodenabtrag der letzten 40 Jahre zu berechnen: Dem sprunghafte Anstieg der anthropogenen Schadstoffe Cadmium und Blei in den Ablagerungen konnte ihr stark steigendes Auftreten in der Umwelt seit 1940 zeitlich zugeordnet werden. Die über dieser „Sprungschicht“ liegende Bodenmasse wurde geschätzt und auf die Einzugsgebiete bezogen (zwischen 20 und 47 ha). Obwohl diese Methode die untere Grenze des Bodenabtrags ermittelt, da aus dem Einzugsgebiet ausgetragenes Bodenmaterial nicht erfasst wird, und zudem im Gegensatz zu direkten Bodenabtragsmessungen auf Feldern über eine größere Fläche integriert wird, ermittelten CLEMENS & STAHR (1994) sehr hohe Werte von kleiner 14 bis 84 t/(ha·a). Auf ihren Angaben zum Gebiet fußende, überschlägige Berechnungen mit der

[7] Messungen von Beudert (1997) in einem kleinen, ländlichen Einzugsgebiet zufolge wurde in einem durch ein Großereignis geprägtem Jahr 98 % der gesamten, über vier Jahre realisierten Feststofffracht ausgetragen.

ABAG kommen zu einem nicht einmal halb so großen Abtrag, es kann deshalb vermutet werden, dass auch Tiefenlinienerosion (siehe unten) einen wesentlichen Anteil am Erosionsgeschehen hatte und die Gräben bei der Feldbestellung wieder aufgefüllt wurden. Solange jedoch über die genaue Nutzung im Einzugsgebiet der Messstellen keine Informationen vorliegen, wird keine Möglichkeit gesehen, die von CLEMENS & STAHR (1994) berechneten Bodenabträge zu regionalisieren und für das hier vorgestellte Projekt zu nutzen.

Schließlich sollen die eigenen Berechnungsergebnisse noch mit den Modellergebnissen anderer Autoren verglichen werden. Der Mittelwert des im Bodenerosionsatlas (GÜNDRA et al., 1995) mit der ABAG berechneten Bodenabtrags im oberen Kraichbach beträgt 6,3 t/(ha·a) und liegt damit in der gleichen Größenordnung wie der hier berechnete Wert. Eine etwas größere Zahl im Bodenerosionsatlas wurde erwartet, da in diesem keine Erosionsschutzmaßnahmen (Mulchsaat) berücksichtigt wurden (und diese auch noch nicht so weit verbreitet waren). Ähnliches gilt für das von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (RUF, 2003) modifizierte, auf Baden-Württemberg übertragene Modell MONERIS (BEHRENDT et al., 2001), welches den mittleren, langjährigen Bodenabtrag mit 8,42 t/(ha·a) beziffert. Der letztgenannte Wert bezieht sich zudem auf ein etwas größeres Einzugsgebiet im westlichen Kraichgau (Kraichbach bis einschl. Katzbach sowie Leimbach und Waldangelbach, insgesamt 343,49 km²), dessen mittlere Hangneigung ca. 4 % größer als die des Kraichbachgebietes ist. Zu einem kleinen Teil kann auch dies kann den höheren mittleren Bodenabtrag erklären.

Der von SOMMER (1999) berechnete, mittlere Bodenabtrag für drei Gemeinden im Kraichgau (darunter auch die Stadt Kraichtal, die 45 % des Einzugsgebietes des oberen Kraichbachs umfasst) beträgt 12 t/(ha·a). Dieser deutlich höhere Wert lässt sich durch mehrere Faktoren erklären: Zum einen wurde für die erosionsanfälligen schluff- und feinsandreichen Böden eine modifizierte Berechnung des K-Faktors vorgenommen, die zu höheren Werten führt.

Vor allem aber in der Bestimmung des LS-Faktors wurde ein deutlich anderer Ansatz gewählt (SOMMER & MURSCHEL, 1999): So wurde die Hangneigung über den gesamten betrachteten Schlag gemittelt und aus diesem Wert der S-Faktor berechnet. Infolge des nichtlinearen Verlaufs der Sinus-Funktion wird dadurch jedoch der S-Faktor überschätzt[8]. Wichtiger erscheint jedoch, dass als Hangneigung eines Einzelschlages generell der längste Fließweg auf diesem Schlag eingesetzt wurde. Dieser Ansatz überschätzt sicher den tatsächlichen Bodenabtrag immer dann, wenn die Schlaggrenzen nicht parallel bzw. senkrecht zur Falllinie verlaufen. In überschlägigen Berechnungen wurden mit dieser Methode im Vergleich zur dABAG ca. [illegible] Mal so hohe Bodenabträge berechnet! Auch LÖWA (1997) nutzt diesen Ansatz, jedoch ebenfalls ohne Gründe für seine Ansetzbarkeit zu liefern oder die Plausibilität dahinter stehender Annahmen aufzuklären.

Insgesamt wird den im Rahmen dieses Projekts berechneten Bodenabträgen aufgrund der hier vorgestellten Analysen und Vergleiche ein hohes Maß an Plausibilität zugesprochen.

4.2.2 Weitere Berechnungsschritte

Sediment-Eintragsverhältnis

Nur ein Teil des insgesamt in einem Einzugsgebiet erodierten Bodenmaterials wird über das Gewässer aus dem Gebiet transportiert. Der Quotient aus dem Bodenmaterial, das das Gebiet verlässt, zum flächenhaft erodiertem Boden heißt Sediment-Eintragsverhältnis (engl.:

[8] Das Ausmaß dieser Überschätzung hängt von der Größenordnung der einzelnen Hangneigungen ab.

sediment delivery ratio → SDR). Die Prozesse, die zum Rückhalt führen, sind dabei höchst unterschiedlich. Die Deposition von erodiertem Bodenmaterial kann stattfinden

1. noch innerhalb des Schlags,
2. während des Transportes über Flächen zwischen Schlag und Gewässer,
3. in Uferrandstreifen (künstlichen oder natürlichen),
4. innerhalb des Gewässers selbst und
5. auf Auenflächen.

Zusätzliche Komplexität gewinnt die Behandlung dieses Phänomens dadurch, dass das Gewässer nicht nur Sedimentsenke, sondern auch -quelle sein kann. BARSCH et al. (1998) geben auf Basis einer Literaturrecherche an, dass der Anteil des im Gerinnebett generierten Sediments 40 - 65 % des gesamten Sedimentaustrags eines Einzugsgebiets ausmachen kann. Nach OSTERKAMP & TOY (1997) ist der aus dem Gerinne stammende Anteil am Sedimentaustrag abhängig von der Gebietsgröße. Als Herkunftsort werden Ufer- und Sohlenerosion genannt, sowie temporäre Speicher im Gerinnebett, die im Rahmen langjähriger Betrachtungen aber nicht von Relevanz sind. Nebenbei bemerkt wird auch die Berechnung eines Anreicherungsverhältnisses durch diesen Tatbestand mitunter erheblich schwieriger.

Den oben genannten, komplexen Umständen entsprechend sind es in aller Regel empirische Ansätze, die zur Berechnung des Sediment-Eintragsverhältnisses aufgestellt wurden. Die Einzugsgebietsgröße ist in vielen Fällen zumindest eine der unabhängigen Variable in den Gleichungen. Das Sediment-Eintragsverhältnis nimmt im Allgemeinen mit zunehmender Einzugsgebietsgröße ab (ICHIM & RADOANE, 1987, KHANBILVARDI & ROGOWSKI, 1984, KOMURA, 1984, BOYCE, 1972, RENFRO, 1972, RODE et al., 2002, s. hierzu auch WALLING, 1983). Sie ist keine direkte, kausal verantwortliche Größe; wie eine sehr detaillierte Studie in der Blackland Prairie (Texas, U.S.A.) ergab, ist die Einzugsgebietsgröße aber signifikant korreliert mit anderen Faktoren, die wiederum einen direkten Einfluss auf das Eintragsverhältnis haben (RENFRO, 1972): Mit größer werdendem Einzugsgebiet

- nimmt die Dichte des Entwässerungsnetzes ab. Damit wird die mittlere Entfernung zum Gewässer größer, was wiederum bewirkt, dass die Wahrscheinlichkeit zunimmt, dass der Abtrag einer Fläche von tiefer gelegenen Flächen z.T. abgefangen wird.
- nimmt die mittlere Breite der Auen zu, welche wichtige Retentionsflächen darstellen.
- nimmt die mittlere Neigung der Gewässersohle und damit das Transportvermögen des Gewässers

Führt man sich diese Einflussfaktoren vor Augen, so wird klar, dass die Beziehung zwischen Einzugsgebietsgröße und Sediment-Eintragsverhältnis in jedem Gebiet/Naturraum qualitativ gleich, im genauen funktionellen Verlauf jedoch stets verschieden ist. Unterschiedliche, gebiets- bzw. naturraumspezifische Ausprägungen dieses Verlaufs werden durch folgende Einflussgrößen bewirkt (RENFRO, 1972):

- das Auftreten von linearen Formen der Erosion
  (Da weder Tiefenlinien-, noch Gerinneerosion mit dem flächenhaften Bodenabtrag erfasst werden, führt ihr Auftreten zu einer rechnerischen Erhöhung des Sedimenteintragsverhältnisses.)
- die Stärke der Erosionsquelle
  (Übersteigt die erodierte Bodenmenge die Transportkapazität, so treten Ablagerungen auf: das Sediment-Eintragsverhältnis sinkt. Auch das Gegenteil ist allerdings in der Literatur schon berichtet worden: In einer Löß-Landschaft in China traten „Hyperkonzentrationen“ an Schwebstoffen auf (AFS ≥ 1.500 g/l), die zu behindertem

Absetzen und (u.a.) damit einem SDR von „nahe eins“ führten (Gong & Xiong, 1980; Mou & Meng, 1980))

- die Korngrößenverteilung
  (Da bei gleicher Transportkapazität eine höhere Menge von Sedimenten aus kleinen Kornklassen transportiert werden kann als aus größeren, ist das SDR für diese ebenfalls größer. Williams (1975) konnte diesen Effekt für ein Einzugsgebiet in Texas, U.S.A., quantifizieren: Das Sediment-Eintragsverhältnis der Partikel mit einer mittleren Größe von 0,4 mm gegenüber dem von Partikeln einer mittleren Größe von 0,001 mm betrug 2,5 % gegenüber 37,0 %)
- dem Vorhandensein natürlicher oder künstlich angelegter Uferrandstreifen oder Retentionsflächen
- der „Charakteristik“ des Einzugsgebiets
  (Die mittlere Neigung des gesamten Einzugsgebiets bzw. das Verhältnis der Neigung der oberstromigen Gebietsanteile zu der der unterstromigen Gebietsanteile)

Es ist nur folgerichtig, dass in der Literatur dokumentierte Korrelationskoeffizienten für SDR-Gleichungen, die sich auf Einzugsgebiete in homogenen Räumen beziehen, stets deutlich über den Korrelationskoeffizienten inhomogener Gebiete liegen: In zwei von Renfro (1972) erwähnten Studien zu Sediment-Eintragsverhältnissen in jeweils einer ausgewählten Landschaft konnten Korrelationskoeffizienten von 0,96 bzw. 0,99 erreicht werden. Auerswald (1992) hingegen kam für 22 verschiedene Einzugsgebiete Bayerns auf einen Korrelationskoeffizienten von 0,63 für eine aus Daten Dritter hergeleitete Gleichung und 0,85 für eine eigene Gleichung[9].

Im Folgenden sollen nun einige in Deutschland gebräuchliche Gleichungen des Sediment-Eintragsverhältnisses vorgestellt und kurz diskutiert werden:

Auerswald (1992) berechnete aus Daten von Wischmeier (1975) Gleichung 4-11 für ein Sediment-Eintragsverhältnis:

$$SDR = -0{,}02 + 0{,}385 \cdot A_{EZG}^{-0.2} \qquad \text{(Gleichung 4-11)}$$

mit: SDR = Sedimenteintragsverhältnis

A_{EZG} = Einzugsgebietsgröße [km²]

Das größte von Wischmeier (1975) untersuchte Einzugsgebiet hatte eine Fläche von 500 km², so dass diese Gleichung nur für Berechnungen auf der Ebene kleiner Flussgebiete zur Anwendung kommen sollte.

Für größere Flussgebiete leitete Auerswald (1992) aus eigenen Daten Gleichung 4-12 her:

$$Y = 700 + 8{,}5 \cdot A_{EZG} \cdot \sqrt{A} \qquad \text{(Gleichung 4-12)}$$

mit: Y = Sediment Fracht [t/a]

A_{EZG} = Einzugsgebietsgröße [km²]

A = mittlerer jährlicher Bodenabtrag [t/(ha·a)]

---

[9] Diese Gegenüberstellung soll keineswegs eine Wertung darstellen, denn mit den besser angepassten Gleichungen handelt man sich stets den Nachteil der begrenzten räumlichen Gültigkeit ein.

Diese Gleichung wurde zwar an Rhein und Elbe verifiziert (Abweichung ≤ 20 %, AUERSWALD (1992)), es muss jedoch beachtet werden, dass sie die Sediment*fracht* berechnet und nicht ein Eintrags*verhältnis*. So können sich mit dieser Gleichung (mathematisch begründet durch den Ordinatenabschnitt von 700 t/a) bei kleinen Einzugsgebieten oder Gebieten mit geringem Bodenabtrag Sedimentausträge ergeben, die die Summe der mittleren jährlichen Bodenabträge in der Fläche übertreffen. Auch der Anteil an landwirtschaftlichen Flächen im betrachteten Einzugsgebiet fließt nicht in die Formel ein.

Die obengenannte Problematik veranlasste BEHRENDT et al. (1999) dazu, für eine Deutschlandweite Abschätzung der Nährstoffemissionen eine eigene Gleichung für das Sediment-Eintragsverhältnis herzuleiten. Zumindest in der Herleitung ihrer Gleichung machten Sie zudem einen ersten Schritt, um vom reinen Black-Box-Ansatz weg zu kommen: In einem GIS wiesen sie diejenigen Flächen aus, die einen Eintrag ins Gewässer leisten, die „source areas". Dies sind Flächen (im GIS: Zellen) und deren Einzugsgebiet, die eine landwirtschaftliche Nutzung und eine Mindestneigung von 1 % aufweisen und in einer Entfernung von maximal 30 m zum Gewässer liegen. Nachdem diese Vorgehensweise in 29 Testgebieten durchgeführt worden war, wurden in einer Regression die beiden flächenhaft verfügbaren Parameter selektiert, die den größten Anteil der Varianz erklären konnten. Dies waren die Hangneigung und der Anteil der Ackerflächen an der Einzugsgebietsfläche. Abschließend wurde das somit vorliegende Verhältnis der bodeneintragsensitiven Flächen zur Gesamtfläche des Einzugsgebietes anhand von Daten zu langjährigen täglichen Abflüssen und Schwebstoffkonzentrationen, die für 23 Messstationen in Bayern und Baden-Württemberg vorlagen, in ein Sediment-Eintragsverhältnis überführt. Dieses lautet (Gleichung [illegible]3):

$$SDR = 0{,}012 \cdot (SL - 0{,}25)^{0{,}3} \cdot \alpha_{ACKER}^{1{,}5} \qquad \text{(Gleichung 4-13)}$$

mit: SDR = Sediment-Eintragsverhältnis [%]

SL = Hangneigung (aus dem USGS-DHM) [%]

α_{ACKER} = Anteil der Ackerfläche (nach CORINE-Landcover) [%]

Andere Autoren betrachten nur das in die Gewässers eingetragene Sediment, Prozesse im Gewässer selbst werden außer acht gelassen. Dies erscheint nicht ausschließlich als Manko, denn es kann mit einiger Berechtigung argumentiert werden, dass mit dem Eintritt des Sediments in die Gewässer eine Schädigung eintritt und somit der Stoffeintrag in diesem Umfang auch quantifiziert werden sollte[10]. Zudem wird der Depositionsprozess auf den Schlagflächen selbst auch mit diesen Ansätzen berücksichtigen, und dieser Vorgang stellt in der Regel den wichtigsten Sedimentationsprozess dar: Nach GOLUBEV (1982) und TRIMBLE (1981) ist er für 60 % des Sedimentrückhalts eines Gebiets verantwortlich, WALLING's (1990) Bilanzen quantifizieren ihn sogar mit 74 %. Auch AUERSWALD & SCHMIDT (1986) stellen fest: „Der überwiegende Teil des [...] Bodenabtrags stellt nur eine Bodenverlagerung" dar.

BORCHARDT et al. (2000) wählten eine BEHRENDT et al. (1999) ähnliche Vorgehensweise, indem sie von allen Ackerflächen diejenigen selektierten, die „in Gewässernähe" liegen und einen über die ABAG berechneten Bodenabtrag von mehr als 10 t/(ha·a) aufwiesen. Es wurde angenommen, dass nur Bodenmaterial von diesen Flächen in die Gewässer eintragen

---

[10] Nebenbei bemerkt kann abgelagertes Bodenmaterial nicht als aus dem System Gewässer entferntes Sediment angesehen werden: TRIMBLE (1981) stellte Berechnungen an, nach denen Sediment auch noch nach Jahrzehnten wieder aufgenommen werden kann, so dass der Auenbereich dann statt als Senke als Quelle wirkt.

wird, dieses allerdings ohne Abzüge zur Berücksichtigung von Depositionsvorgängen auf der Fläche.

PRASUHN & BRAUN (1994) gehen in einer Untersuchung zu Stoffeinträgen im Gebiet des Kantons Bern pauschal davon aus, dass 20 % der erodierten Bodenmenge in die Fließgewässer gelangt. Im Modell Mobineg (F&N UMWELTCONSULT, 1997) wurde für den gleichen Zweck ein Wert von 50 % implementiert. GEBEL & GRUNEWALD (2001) nutzen eine abschnittsweise definierte Funktion der Hangneigungsklasse, die Werte zwischen 4 und 20 % ergibt (siehe Tabelle 4-3).

Tabelle 4-3: Sedimenteintrag in das Gewässer bezogen auf den Bodenabtrag (GEBEL & GRUNEWALD, 2001)

Hangneigung	Anteil des Sedimenteintrags
0 - 1 °	4 %
1 - 2 °	8 %
2 - 5 °	12 %
5 - 10 °	16 %
> 10 °	20 %

Als Basis für einen Vergleich und die Auswahl einer Methode zum Berechnen eines Sediment-Eintragsverhältnisses für den oberen Kraichbach wurden die fünf wesentlichen, oben erwähnten Ansätze für das Testgebiet durchgerechnet, die Ergebnisse für das SDR sind in Abbildung 4-10 grafisch dargestellt. Der Ansatz von BEHRENDT et al. (1999) wurde dabei einerseits über die Regressionsgleichung direkt genutzt (bezeichnet als „Behrendt et al. (Regr.)"), andererseits wurde die Ausweisung von „source areas" im GIS über eine erneute Script-Programmierung vorgenommen („Behrendt et al. (GIS)").

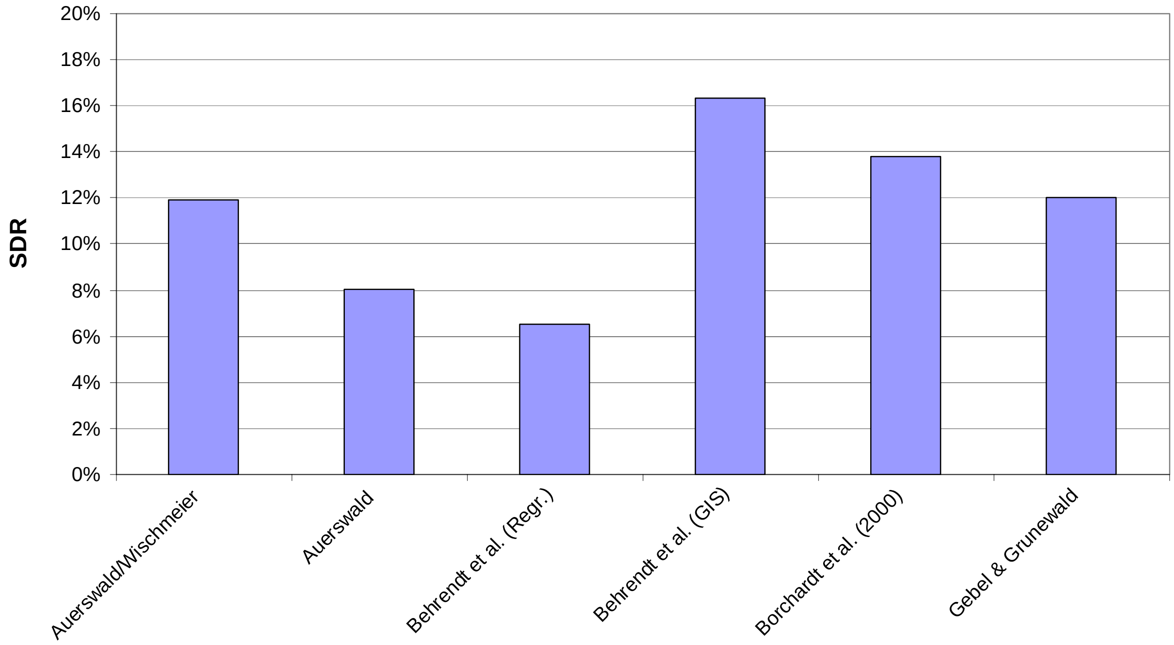


Abbildung 4-10: Für das obere Kraichbachgebiet nach verschiedenen Ansätzen (siehe Text) berechnetes Sediment-Eintragsverhältnis

Die Werte differieren von ca. 6 % bis etwas über 16 %, also fast um den Faktor drei. Neben dem über Behrendt et al.’s Regressionsgleichung berechneten Sediment-Eintragsverhältnis ist das mit der Formel von Auerswald (1992) berechnete auffallend klein. Eine mögliche Erklärung dafür ist, dass diese Regressionsgleichungen für Bilanzierungen großer Einzugsgebiete aufgestellt wurden, die eher kleinere Eintragsverhältnisse aufweisen und dass diese Tendenz ihnen auch bei kleinen Einzugsgebieten anhaftet. Die von Auerswald (1992) hergeleitete Gleichung könnte auch deswegen kleinere Werte liefern, da in den von ihm betrachteten Einzugsgebieten ein Anteil landwirtschaftlicher Flächen am Einzugsgebiet von 40 % bestand, während es im oberen Kraichbach deutlich mehr sind, diese Größe aber nicht in Auerswald’s Formel einfließt. Behrendt et al. (1999) stellten ihre Regressionsgleichung auf, weil die von Auerswald (1992) stammende ihren Vergleichen mit Messwerten nach zu urteilen zu hohe Sedimentausträge ergab; es wundert also nicht, dass ihre Gleichung die kleinsten Werte liefert.

Die von Auerswald (1992) aus den Daten Wischmeiers hergeleitete Formel ergibt im oberen Kraichbach einen Wert, der fast exakt gleich dem nach Gebel & Grunewald (2001) errechneten Wert ist. Dabei ist zu beachten, dass nach Auerswald (1992) auch Verlustprozesse im Gewässer abgebildet werden, während Gebel & Grunewald (2001) nur den direkten Eintrag ins Gewässer betrachten.

Der Ansatz von Borchardt et al. (2000) liefert der Grafik nach zu urteilen einen plausibelen Wert[11]. Es ist jedoch anzumerken, dass nach diesem Ansatz im vorliegenden Testgebiet aufgrund der Forderung von mindestens 10 t/(ha*a) mittlerem Bodenabtrag lediglich 4,5 % aller Flächen am Sedimenteintrag beteiligt sind. Dadurch, dass diese einen mittleren Bodenabtrag von über 17 t/(ha*a) haben, ergibt sich ein Eintragsverhältnis von immer noch 14 % (Retentionsprozesse im Gewässer sind auch hier nicht berücksichtigt).

Bemerkenswerterweise rührt das höchste Sediment-Eintragsverhältnis (über 16 %) aus der eigenen Ausweisung der „source areas“ nach Behrendt et al. (1999) her, deren Regressionsgleichung den kleinsten Wert lieferte. Dies liegt an dem vergleichsweise hohen Anteil an Ackerflächen und den relativ großen Neigungen. Über 70 % der gesamten Ackerflächen zählen in unserem Testgebiet nach dieser Definition zu den sogenannten „source areas“.

Alle Werte liegen unter dem von Prasuhn & Braun (1994) genutzten Pauschalwert von 20 %, wobei es durchaus plausibel erscheint, dass die Gegend um Bern aufgrund der höheren Reliefenergie größere Sediment-Eintragsverhältnisse aufweist als der Kraichgau. Deutlich überschätzt wird das Eintragsverhältnis offensichtlich von F&N Umweltconsult (1997) mit einem festen SDR von 50 %.

Die Vorgehensweisen von Behrendt et al. (1999) und Borchardt et al. (2000) bestechen dadurch, dass sie in Ansätzen das Potenzial eines GIS nutzen, um den Rückhalt abgetragenen Bodenmaterials differenziert zu erfassen, anstatt ihn mit einem über das ganze Einzugsgebiet einheitlichen Abminderungsfaktor zu belegen. Sie werden allerdings in der Wahl der Parameter als mehr oder weniger Willkürlich bewertet, die Methode von Borchardt et al. (2000) wurde zudem bislang nach Wissen der Autoren nicht validiert. Zum Berechnen des Sediment-Eintrags in den oberen Kraichbach wird deswegen vorgeschlagen, Gleichung 1 (von Auerswald (1992) aus Daten von Wischmeier (1975) berechnet) zu nutzen.

[11] Mit einer wirklichen Validierung hat ein solcher Vergleich verschiedener Berechnungsmethoden allerdings noch nichts zu tun, da er keine Aussage über eine Übereinstimmung mit den tatsächlichen Verhältnissen liefert.

Weitergehende Analysen zum Sediment-Eintragsverhältnis

Es wird klar, dass an dieser Stelle noch deutlicher Forschungsbedarf besteht. Ein aus Sicht der Autoren sehr interessanter Ansatz in diesem Feld wurde von HALBFAß & GRUNEWALD (2004) auf dem Siedlungswasserwirtschaftlichen Seminar des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft vorgestellt (siehe auch HALBFAß, 2004): Dieser nutzt intensiv die Möglichkeiten eines GIS, um jeder landwirtschaftlichen Fläche einen Sedimenteintrag als Prozentanteil des Bodenabtrags zuzuweisen.

Als Vorarbeit dazu wird unter Berücksichtigung linearer Landschaftselemente (Straßen, Waldkanten, Eisenbahn, …) die hydrologische Anbindung jeder Fläche an das Vorfluternetz bestimmt. Besteht diese, so wird der Fläche im nächsten Schritt eine Anbindungswahrscheinlichkeit zugewiesen. Diese liefert zusammen mit der Hangneigung die Grundlage zur Vergabe eines Wertes für den Sedimenteintrag. Die Methode erscheint den Autoren noch nicht ganz ausgereift, weswegen sie für das hier vorgestellte Projekt nicht angewendet wurde. Ihr wird jedoch ein hohes Potenzial zugetraut, da sie die einzige ist, die sich auf empirischen Daten aufgebaut bemüht, der Tatsache gerecht zu werden, dass nur wenige Flächen, diese dafür in erhöhtem Maße, zur Sedimentfracht eines Oberflächengewässers beitragen.

Die Sedimentation in der Fläche, am Hangfuß, wird jedoch auch in der Vorgehensweise von HALBFAß & GRUNEWALD (2004) nur sehr grob abgebildet: als Funktion der Hangneigung. Da diese jedoch, wie bereits oben erwähnt, in der Regel den Hauptteil der Retention verursacht, wurde im Rahmen des Kraichbach-Projekts intensiv nach Methoden gesucht, sie explizit abzuschätzen (SCHMITZ, 2004). In der Veröffentlichung von YOUNG & MUTCHLER (1969) wurde die Basis für einen sehr interessanter Ansatz zur Berechnung des von einem Schlag ausgetragenen Bodens gesehen, der intensiv untersucht wurde:

In den Jahren 1964 bis 1966 führten YOUNG & MUTCHLER (1969) Beregnungsversuche an Erosionsmessparzellen in Minnesota (U.S.A.) durch, in denen sie ein besonderes Augenmerk auf den Einfluss verschiedener Hangformen auf die Nettoerosion hatten. Bezüglich der konkaven Hänge, und nur diese interessieren hier, da nur bei ihnen Ablagerungen in relevanten Größenordnungen zu erwarten sind, stellten sie fest, dass die Nettoerosion dieser Hänge der eines geraden Hanges entspricht, der eine Neigung gleich der des konkaven Hanges im „Repräsentanzpunkt“ aufweist. Der Repräsentanzpunkt liegt ca. 5 m oberhalb des Hangfußes, der korrespondierende gerade Hang wird entsprechend als Repräsentanzhang bezeichnet. Die Messergebnisse von YOUNG & MUTCHLER (1969) unterstützen nach ihren Aussagen auch eine bereits zwei Jahre zuvor von ONSTAD et al. (1967) aufgestellte, ähnliche Hypothese.

Dieser Zusammenhang besticht durch seine Einfachheit und kann zudem durch eine entsprechende Erweiterung der dABAG im GIS direkt umgesetzt werden. Aufgrund der Auflösung des DHMs von 30 m konnte allerdings lediglich die Neigung des jeweils letzten Elements eines jeden Fließweges dem gesamten oberhalb liegenden Hang zugewiesen werden. Die Abtragsberechnung mit der dABAG wurde unter Zugrundelegung dieser Neigung wiederholt und zum Schluss der jeweils kleinere Wert des berechneten, mittleren Bodenabtrags als Nettoerosion festgehalten.

Die Berechnungen ergaben zusammengefasst für das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs, dass die Nettoerosion 95 % des Bodenabtrags ausmacht, der Rückhalt in der Fläche also nur 5 % beträgt. Dieser Wert erscheint gegenüber allen Angaben in der Literatur (siehe Ausführungen zum Sediment-Eintragsverältnis oben) derart gering, dass die Ergebnissen bereits ohne nähere Analysen als nicht richtig angesehen wurden. Diese Vorgehensweise konnte also nicht zur Berechnung des Sediment-Eintragsverhältnisses gewählt werden.

Um die generelle Anwendbarkeit des Ansatzes zu prüfen, z.B. bei zukünftig möglicher Nutzung feiner aufgelöster Höhenmodelle, wurden mittels einem prozessorientierten Erosionsmodell (PEPP, siehe GERLINGER (1997)) genauere Untersuchungen durchgeführt (SCHMITZ, 2004). In einem ersten Schritt wurden dazu die Messungen von YOUNG & MUTCHLER (1969) im Modell nachvollzogen, d.h. es wurden die von ihnen gemachten Angaben zur Geometrie und zum Korngerüst des Bodens der Messparzellen sowie zur aufgebrachten Systembelastung (Regenintensität) in das Programm übertragen und das Modellergebnis anhand der Angaben zur Nettoerosion kalibriert. Eine Übereinstimmung konnte dabei nur durch eine Verschiebung der Körnungslinie des Bodens erreicht werden[12], was aber angesichts bekannter Einschränkungen prozessorientierter Erosionsmodelle im Bereich des Transportmodellierung (siehe Kapitel 7.1 (prozessorientierte Modellierung)) erlaubt erscheint. Die Ergebnisse des Kalibrierungsprozesses waren sehr gut, sie sind in Tabelle 4-4 dargestellt.

Tabelle 4-4: Von YOUNG & MUTCHLER (1969) gemessene Nettobodenabträge und die Ergebnisse des kalibrierten Erosionsmodell PEPP der geleichen Hänge in [t/ha] (aus: SCHMITZ, 2004)

Hangform	YOUNG & MUTCHLER (1969)	$PEPP_{kalibriert}$
konkav	11,4	11,0
linear	37,3	37,0
konvex	38,8	38,5

Als Zweites wurde die Sensitivität der Regel von YOUNG & MUTCHLER (1969) bezügliche der Parameter Infiltration, Regenintensität, Konkavität des Hangs und Lage des Repräsentanzpunktes analysiert. Als wenig sensitiv wurden dabei die Infiltration, die Regenintensität und die Lage des Repräsentanzpunktes beurteilt, was den Schluss zulässt, dass die Regel auch auf Regionen mit anderen Bodentypen und Regenverhältnissen anwendbar ist und auch mit Digitalen Geländemodellen berechnet werden kann, die eine gröbere horizontale Auflösung besitzen (wenngleich 30 m wiederum etwas zu grob sein scheint (s.o.)). Stark wichen die Bodenabträge von Konkavhang und seinem Repräsentanzhang bei einer Veränderung der Konkavität ab (siehe Abbildung 4-11).

[12] Der mittlere Korndurchmesser wurde von 50 auf 10 µm abgesenkt.

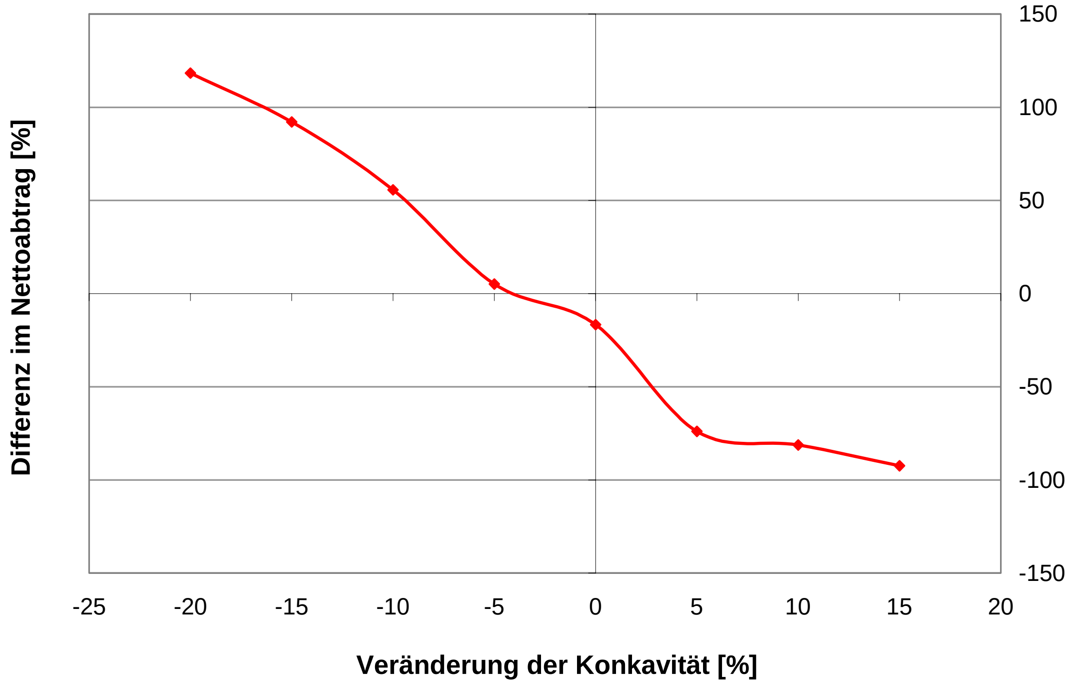


Abbildung 4-11: Abweichung des Nettobodenabtrags des Repräsentanzhanges von dem des konkaven Hanges bei Veränderung der Konkavität[13] (verändert nach SCHMITZ, 2004)

Dieses Ergebnis stellt die Gültigkeit der Regel von YOUNG & MUTCHLER (1969) grundsätzlich in Frage, da eine Übertragung auch auf andere Hangformen (also z.B. konkavere Hänge) essentielle Voraussetzung für eine allgemeine Anwendung dieser Regel ist.

So lieferte auch die Anwendung der Regel von YOUNG & MUTCHLER (1969) an mehreren Hängen, die aus dem DHM des Testgebietes extrahiert wurden, keine zufriedenstellenden Ergebnisse: Die Abweichungen zwischen simulierten Realhang und dem entsprechenden Repräsentanzhang betrugen zwischen 3 bis -100 %.

Aus den eingehenden Analysen kann nur geschlussfolgert werden, dass eine einfache Abschätzung der Nettoerosion, zumindest im Sinne von YOUNG & MUTCHLER (1969), nicht durchgeführt werden kann.

Der hier letztendlich vorgeschlagene Weg zur integrierenden Abschätzung aller Sedimentationsprozesse (Gleichung 1, siehe oben) kann nicht als sehr zufriedenstellen bezeichnet werden. Er stellt jedoch nach Einschätzung der Autoren zur Zeit die beste verfügbare Methode dar, um das Phänomen des Sediment-Eintrags zu quantifizieren. Weitere Forschung auf diesem Gebiet ist dringend notwendig, um zu Verfahren zu kommen, die den Sediment-Eintrag in seinem unterschiedlichen Ausmaß innerhalb eines mesoskaligen Flussgebiets ausweisen können. Dies wäre vor allem auch bezüglich der Maßnahmenplanung von hoher Bedeutung.

[13] Ausgehend von dem ursprünglich von YOUNG & MUTCHLER (1969) beschriebenen Konkavhang wurde die Höhe des Mittelpunkts des Hanges über dem Hangfuß in 5 %-Schritten erhöht bzw. reduziert.

Anreicherungsfaktor

Im Allgemeinen kann davon ausgegangen werden, dass der Transport von losgelöstem Bodenmaterial körnungsselektiv erfolgt. Dies kommt zum Einen daher, dass das Material während des Abtragsprozesses sortiert wird, zum Anderen wird auf Depositionsflächen zuerst sandreiches Material sedimentiert (GRUNEWALD, 1999). Ist nun zudem der Gehalt des betrachteten Nähr-/Schadstoffes im vorzugsweise transportierten, feinkörnigen Material höher als im Ausgangsboden[14], so ist der Gehalt an Stoffen im das Gewässer erreichenden Sediment erhöhten. Dieser „Anreicherung“ muss in der Schätzung der ausgetragenen Stofffrachten Rechnung getragen werden, was über den Anreicherungsfaktor geschieht, zu Englisch „enrichment ratio“ (ER).

In Deutschland ist eine von AUERSWALD (1989) durch über 4.000 Simulationsläufe mit dem Modell CREAMS ermittelte Beziehung am weitesten verbreitet. Sie lautet:

$$ER = 2{,}53 \cdot A^{-0{,}21} \qquad \text{(Gleichung 4-14)}$$

mit: A = Bodenabtrag [t/(ha · a)]

Die Formel besticht durch ihre Einfachheit. Über den einzigen Eingabeparameter, den Bodenabtrag, wird ein mit steigendem Bodenabtrag kleiner werdender Anreicherungsfaktor berechnet, was plausibel erscheint.

Wie AUERSWALD (1989) jedoch selbst schreibt, kann diese Gleichung nur so gut sein wie die im Modell CREAMS implementierte. Da diese den (ereignisspezifischen) Bodenabtrag als Eingangsgröße besitzt, ist ihre Gültigkeit auf Gebiete beschränkt, die ähnliche Eigenschaften besitzen wie die, die in der Herleitung des Modells CREAMS berücksichtigt wurden. Ein Problem entsteht durch diesen Umstand vor allem, wenn ohne vorherige Prüfung Gebiete mit verschiedenen Bodentypen berechnet werden. In Ermangelung alternativer Ansätze wird dies trotzdem getan, was zu teilweise physikalisch unsinnigen Berechnungsergebnissen führt (BUTZ, 2004). Da das Anreicherungsverhältnis linear in die Berechnung der ausgetragenen Frachten eingeht, können deutliche Fehleinschätzungen entstehen, die den Fehler aus der Berechnung der ABAG übertreffen.

Landesweit besteht in diesem Gebiet noch deutlich Forschungsbedarf. Da auch Feldarbeiten notwendigerweise ein Element dieser Forschung sein müssen, hätte dies den Rahmen des hier beschriebenen Projektes bei weitem gesprengt. Ein entsprechender Forschungsantrag wurde vom Institut für Siedlungswasserwirtschaft bereits erarbeitet und beim Projektträger BWPlus eingereicht.

Für den konkreten Fall des oberen Kraichbachs kann eine einfache und zugleich sehr befriedigende Lösung bereit gestellt werden: JUNG (1956) beschreibt das Erosionsverhalten des Lößbodens seiner Messparzellen als ein „Zerschwimmen“: Sobald die zusammenhaltende Wirkung des Tonanteils des Bodens durch die Prallwirkung der Tropfen und Durchfeuchtung verloren gegangen ist „geraten alle Bodenteile in Bewegung“. Dementsprechend gleicht die Korngrößenzusammensetzung des abgetragenen Bodens der des Ausgangsbodens. In einer späteren Veröffentlichung zur gleichen Messparzelle (JUNG & BRECHTEL, 1980) spricht er von einem „Gesamtabtrag des Bodens“. Unter ähnlichen Voraussetzungen machte DIKAU (1986) im nördlichen Kraichgau die gleiche Beobachtung: Seine Messungen der Korngrößenverteilung von Ausgangsboden und Bodenabtrag lassen ihn zum Schluss kommen, dass „mit leicht erhöhten Tonanteilen das gesamte

[14] Für geogen geprägte Schwermetalle (z.B. Chrom, Nickel) kann davon keinesfalls immer ausgegangen werden!

Korngrößenspektrum am Bodenabtrag beteiligt“ ist. Den gleichen Schluss legen eigene Punktmessungen anlässlich eines Großniederschlagsereignisses nahe, die in Kapitel 7.2 (Unwetterereignis vom...) vorgestellt werden.

Angesichts dieser Ergebnisse wurde im Projekt der Anreicherungsfaktor gleich eins gesetzt. Auch SOMMER & MURSCHEL (1999) rechneten in ihrer Arbeit im teilweise gleichen Einzugsgebiet mit diesem Wert. Zur Unterstützung ihrer Annahme verwiesen sie zudem auf die große Ähnlichkeit von Kolluvisols mit den erodierenden Böden in dieser Gegend.

Tiefenlinienerosion

Mit dem hier vorgestellten Ansatz zur Berechnung des Bodenabtrags wird lediglich die Rillen- und Zwischenrillenerosion (flächenhafte Erosion) berücksichtigt, da die USLE nur zur Abschätzung dieser Erosionsform erstellt wurde (WISCHMEIER, 1976). Linienhafte Erosionsformen (Rinnen-, Graben- und Gullyerosion) treten - wenn auch seltener - ebenfalls auf (AUERSWALD, 1998).

Nach Angaben mehrerer Autoren kann der Beitrag der Tiefenlinienerosion zum gesamten Sedimentaustrag aus einem Gebiet ebenso groß sein wie der der flächenhaften Erosion (THORNE & ZEVENBERGEN, 1990) oder übertrifft deren Anteil sogar (AUERSWALD, 1998; BOARDMAN et al., 1990; BARSCH et al., 1998). Dieser hohe Anteil am Eintrag ist sicher zumindest zum Teil durch ein ausgesprochen hohes Sediment-Eintragsverhältnis zu erklären, was auf die direkte hydraulische Verbindung zum permanent durchflossenen Gerinnenetz zurückzuführen ist (BARSCH et al., 1998).

Diese Rinnen werden zum Einen durch Pflügen und Auffüllung bei der Feldbestellung wieder aufgeladen, zum Anderen durch flächenhafte Erosion auf ihren Seitenhängen. In zweitem Fall dienen sie damit nur als Zwischenspeicher und sind keine eigentliche Sedimentquelle.

Lineare Erosionsformen werden auch im Einzugegebiet des oberen Kraichbach vermutet. Sie wurden vereinzelt bei Geländebeobachtungen entdeckt und treten nach DE PLOEY (1990a, 1990b) in Lößgebieten schon bei Hangneigungen von 4 - 5 ° auf. Ihr Sedimentaustrag lässt sich jedoch bislang nicht im Sinne einer modellgestützten Quantifizierung beurteilen.

Aus diesem Grund wurde auf eine Berücksichtigung der linearen Erosionsformen im Rahmen dieses Projektes verzichtet. Es soll an dieser Stelle aber darauf hingewiesen werden, dass dadurch eine selbst in ihrer Größenordnung unbekannte Unterschätzung des Sedimenteintrags einhergeht, wobei zu vermuten ist, dass durch den hohen Grad an erosions- und damit auch abflussmindernden Anbaumethoden auch diese Quelle des Sedimenteintrags deutlich verkleinert wird. Der Sedimentaustrag über Tiefenlinien kann auch über eine gezielte Begrünung wirkungsvoll reduziert werden, wie BAADE et al. (1993) zeigen konnten: In einem Pilotprojekt konnten sie mit einer solchen Maßnahme 70 % der Feststofffracht am Eintritt in den Vorfluter hindern.

4.2.3 Berechnungsansatz

Die Vorgehensweise, mit der die Emissionen aus Bodenerosion schließlich abgeschätzt wurden, ergibt sich aus den vorhergehenden Kapiteln. Sie soll an dieser Stelle noch einmal kurz und etwas verkürzend zusammengefasst werden:

- Die betrachteten, landwirtschaftlichen Nutzflächen werden aus dem ATKIS Thema 4 A „Anbaufläche“ ermittelt.

- Der langjährige Bodenabtrag auf diesen Flächen wird mittels der dABAG berechnet, die Gleichung lautet:

  $$A = \text{aRKCSLP} = (a/l) \cdot R \cdot \sum_{i=1}^{n} K_i \cdot C_i \cdot S_i \cdot \frac{l_i^{1+m} - l_{i-1}^{1+m}}{22{,}1^m} \cdot P_i$$ (Gleichung 4-[illegible])

- einzelnen Faktoren werden wie folgt hergeleitet/berechnet:
  - R-Faktor: Regressionsgleichung, aufbauend auf dem langjährigen Gebietsniederschlag
  - K-Faktor: Aufbauend auf der Bodenübersichtskarte BÜK 200
  - C-Faktor: Fruchtartenverteilung vom Statistischen Landesamt, Anteile, zu denen die Kulturen in Mulchsaat angebaut werden aufgrund von Expertenbefragung, kontrolliert in der Summe über Daten des EBZI
  - alle Geometrischen Parameter: im GIS berechnet aus dem Digitalen Höhenmodell des Landes und den landwirtschaftlichen Flächen, Bildung eines Gerinnenetzes
  - P- Faktor: keine Berücksichtigung (= 1)
- Das Sediment-Eintragsverhältnis wird über eine empirische Gleichung ermittelt:

  $$SDR = -0{,}02 + 0{,}385 \cdot A_{EZG}^{-0.2}$$ (Gleichung 4-[illegible]

- Der Anreicherungsfaktor wird konstant zu eins gesetzt.

Die Gleichung zur Berechnung der Emissionen lautet somit für die Nährstoffe (Gleichung [illegible]5):

$$EER_{N,P} = \frac{1}{1.000.000} \cdot A \cdot A_{LF} \cdot ER \cdot \frac{SDR}{100} \cdot G_{BOD,\,N,P}$$ (Gleichung 4-15)

bzw. für die Schwermetalle (Gleichung [illegible]6):

$$EER_{SM} = \frac{1}{1.000} \cdot A \cdot A_{LF} \cdot ER \cdot \frac{SDR}{100} \cdot G_{BOD,\,SM}$$ (Gleichung 4-16)

mit: $EER_{N,P}$ = über Bodenerosion emittierte Nährstofffracht [t/a]

EER_{SM} = über Bodenerosion emittierte Schwermetallfracht [kg/a]

A = mittlerer, langjähriger Bodenabtrag [t/(ha·a)]

A_{LF} = landwirtschaftliche Fläche [ha]

ER = Anreicherungsfaktor (enrichment ratio) [-]; hier: ER = 1

SDR = Sediment-Eintragsverhältnis (sediment delivery ratio) [%]

$G_{BOD,\,N,P}$ = Oberbodengehalt der Nährstoffe [mg/kg]

$G_{BOD,\,SM}$ = Oberbodengehalt der Schwermetalle [mg/kg]

Setzt man den berechneten, mittleren Bodenabtrag von 5,61 t/(ha·a) auf den insgesamt 8.746 ha Acker- und Weinbauflächen an, so ergibt sich bei einem Sediment-Eintragsverhältnis von 12 % eine Sedimentmenge von 5.857 t/a am Gebietsauslass, dem Pegel Ubstadt.

4.2.4 Maßnahmen

Eine sehr gute Übersicht über mögliche Maßnahmen zur Verminderung des Stoffeintrags in Oberflächengewässer zufolge Bodenerosion geben WERNER et al. (1991). Abbildung 4-12 zeigt eine darauf aufbauende Übersicht über mögliche Maßnahmen, die im Folgenden genauer beschrieben werden.

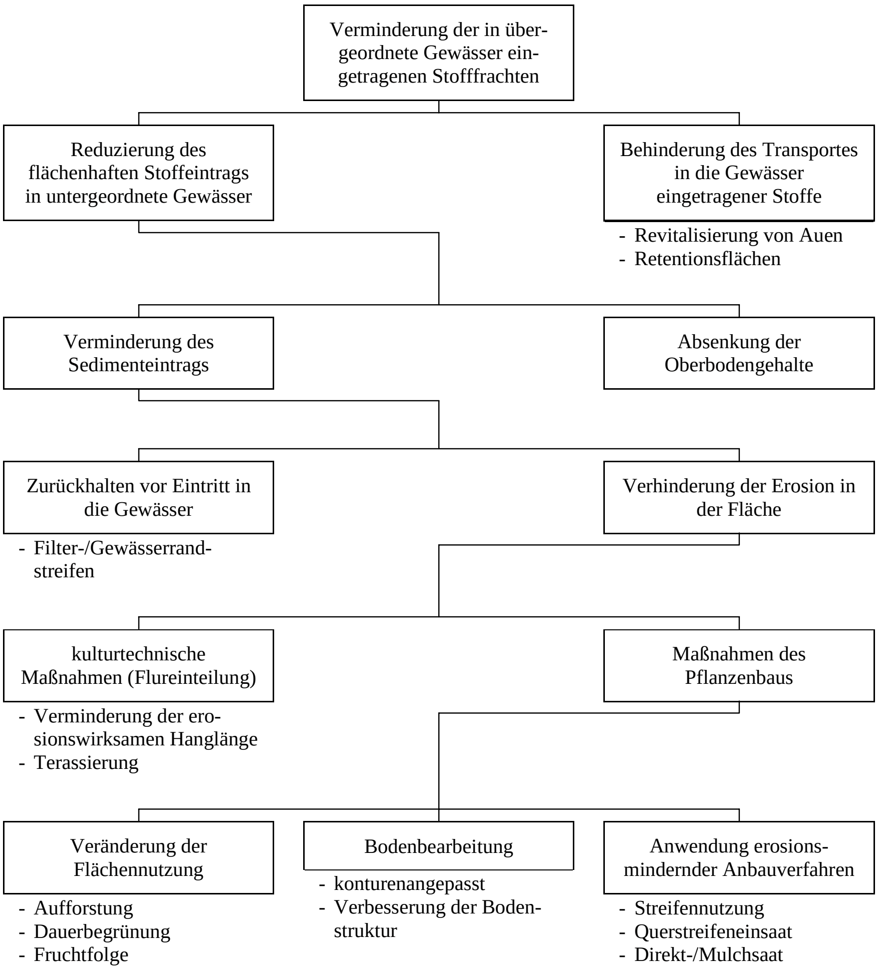


Abbildung 4-12: Übersicht über mögliche Maßnahmen zur Verminderung des Stoffeintrags in Oberflächengewässer durch Bodenabtrag (verändert nach WERNER et al., 1991)

Die Verminderung der in übergeordnete Gewässer eingetragenen Stofffrachten kann ansetzen beim eigentlichen, flächenhaften Stoffeintrag in die untergeordneten Gewässer oder beim Transport in die übergeordneten Gewässer.

Letzterer kann z.B. durch das Revitalisieren von Auenbereichen oder den Bau von Retentionsflächen vermindert werden. Sie wirken natürlich nur bei überbordvollem Abfluss; da dieser jedoch auch i.d.R. den maßgeblichen Stofftransport verursacht, ist die Effizienz dieser Maßnahme nicht zu unterschätzen. SCHULTE (1995) führte Messungen im Kraichgau durch, aus denen er für ein Ereignis, welches 60 % der Jahressedimentfracht realisierte, einen Sedimentrückhalt von 67 % auf den Aueflächen abschätzen konnten.

Sedimentationsbecken sind teuer in Anlage und Betrieb und werden deswegen nur selten zum Zwecke des Stoffrückhalts (PFÜTZNER et al., 2001), eher im Rahmen von dezentralen Hochwasserschutzmaßnahmen realisiert (ANKENBRAND, 1988; ASSMANN et al., 1998). BARSCH et al. (1998) untersucht eine solche Retentionsfläche, der mittlere Sedimentrückhalt über 2,5 gemessene Jahre betrug 66,3 %.

Ein Berücksichtigen von Retentionsflächen und Sedimentationsbecken im Modell würde sich wiederspiegeln in einer Reduzierung des Sediment-Eintragsverhältnisses, eine Quantifizierung dieses Effektes kann jedoch nicht geleistet werden.

Der flächenhafte Stoffeintrag in die Gewässer wiederum kann entweder durch ein Absenken der Stoffgehalte im Oberboden oder durch eine Verringerung des Sedimenteintrags bewirkt

werden. Auf die Absenkung der Oberbodengehalte soll an dieser Stelle dezidiert eingegangen werden, da sie hier nicht nur im Rahmen einer möglichst vollständigen Aufzählung genannt wird, sondern ihr durchaus eine besondere Rolle zukommt. Zum Einen wirkt sie sich - im Gegensatz zur Reduzierung des Sedimenteintrags - im vollen Umfang auf den Stoffeintrag aus (der Erfolg reduzierter Sedimenteinträge wird auf den meisten Böden durch erhöhte Anreicherungsfaktoren gedämpft).

Zum Anderen besteht für den Phosphor aufgrund der hohen Versorgung vieler Böden mit diesem Nährstoff, die deutlich über dem pflanzenbaulich notwendigen Maß liegt, zunehmend die Gefahr einer vollständigen Belegung der Sorptionsplätze in oberflächennahen Bodenschichten. Dies würde zu einem Anstieg der Phosphorkonzentrationen im Oberflächenabfluss und somit zu höheren Stoffeinträgen in Oberflächengewässer führen. Vor allem aber gelänge Phosphor damit zunehmend auch in tiefere Bodenschichten, was schließlich ein Durchbrechen ins Grundwasser ermöglicht. Dieses sollte unter allen Umständen verhindert werden. (SCHEFFER, 2003; ATV-DVWK, 2003)

Der Oberbodengehalt geht als eigener Parameter in die Berechnung der Emissionen aus Bodenerosion ein, Maßnahmen zu seiner Reduzierung würden somit direkt vom Modell erfasst und berücksichtigt werden.

Auch der flächenhafte Stoffeintrag in die Gewässer kann nach zweierlei Strategien vermindert werden: durch die Verhinderung der Erosion auf den Flächen und durch ein Zurückhalten von schon in Bewegung befindlichen Bodenteilchen vor Eintritt in die Gewässer. Letztere sollte als End-of-pipe Maßnahme zweitrangig verfolgt werden (wie die zuvor genannte Revitalisierung von Auen ebenfalls). Sie kann in Form von Filterstreifen (Gewässerrandstreifen) umgesetzt werden.

Es gibt eine Vielzahl an Quellen zur Effizienz von Filterstreifen, die Angaben zu gemessenen Wirkungsgraden bezüglich Nährstoffen schwanken allerdings extrem und reichen von nahe Null (MAYER & FINK, 1988; MAGETTE et al., 1986[15]) bis annähernd 100 % (BARFIELD & ALBRECHT, 1982). Diese Breite verdeutlicht, dass die Filterleistung von vielen Faktoren abhängt: von der Teilchengrößenzusammensetzung im Abtrag, der Art der Filterbelastung (Abfluss und Feststoffe), vom Pflanzenbestand, von der meist gleichzeitig auftretenden Veränderung der Hangneigung, und von der zeitlichen Skala, die untersucht wird (Einzelereignis vs. langjähriges Mittel).

FABIS (1995) untersuchte 10 verschiedene Uferstreifen mit aufwändigen Feldversuchen im Rahmen seiner Dissertation. Die Verminderung der Sedimentfracht betrug im Frühjahr 88,9 %, im Sommer 95,2 %, die Nitrat- und Ammoniumfrachten wurden zu 65,9 und 76,8 % (Frühjahr) bzw. 76,2 und 87,7 % (Sommer) reduziert, Phosphat zu 75,3 (Frühjahr) bzw. 85,6 % (Sommer). Sein wichtigstes Ergebnis war, dass ein Filter wenn, dann nur bei flächenhaftem Eintrag funktionieren kann. Konzentrierter Abfluss durchfließt Filterstreifen ohne nennenswerte Stoffretention (siehe dazu auch FASCHING & BAUDER, 2001). Es ist deshalb wichtig, sie nicht nur entlang des Fließgewässernetzes zu bauen, sondern auch entlang des nur bei Starkregenereignissen durchflossenen Gerinnenetzes!

Filterstreifen haben nach DVWK (1998) zudem eintragsmindernde Wirkungen auch für andere Pfade (weniger Direkteinträge durch Düngerstreuer, weniger Stickstoffeinträge durch verstärkte Denitrifikation des Sickerwassers) und erfüllen weitere als positiv zu bewertende Funktionen (DVWK, 1990):

- Ufer- und Sohlensicherung

[15] Folgerichtig schreiben die gleichen Autoren an anderer Stelle (Magette et al., 1989), dass man sich auf Filterstreifen als primäres Mittel zur Reduzierung von Nährstoffverlusten von landwirtschaftlichen Flächen nicht verlassen sollte.

- Beeinflussung der Temperaturschwankungen
- Regulation der Energieeinstrahlung
- Regulation des Gashaushaltes
- Förderung der Selbstreinigungsprozesse
- Dämpfung von Abflussspitzen

Die Bedeutung, die Gewässerrandstreifen beigemessen wird, zeigt sich auch an der Tatsache, dass das U.S. Department of Agriculture 1997 ein ehrgeiziges Programm zum Bau von zwei Millionen Meilen Gewässerrandstreifen aufstellte (FASCHING & BAUDER, 2001), von dem bislang rund 70 % realisiert wurden (FASCHING, 2003).

Gewässerrandstreifen werden - wie auch Retentionsflächen und Sedimentationsbecken - nur summarisch und indirekt im Sediment-Eintragsverhältnis vom hier gewählten Modellansatz erfasst, ihr Einfluss kann derzeit nicht quantifiziert werden.

Maßnahmen zur Verhinderung der Erosion auf den Flächen haben gegenüber allen anderen genannten Maßnahmen den Vorteil, dass sie nicht nur den Stoffeintrag in die Gewässer (offsite-Schäden) reduzieren, sondern auch die schädlichen Auswirkungen der Bodenerosion auf der Fläche (onsite-Schäden) mindern[16]. Sie sind deswegen leichter vermittelbar und aus diesem Grund wohl auch die bislang am erfolgreichsten umgesetzten Maßnahmen. Einteilen lassen sie sich in zwei Kategorien: die Veränderung der Flureinteilung (auch: kulturtechnische Maßnahmen) und pflanzenbauliche Maßnahmen. Die unter diese Kategorien fallenden konkreten Maßnahmen (s. Abbildung 4-12) werden direkt oder indirekt in den Faktoren der ABAG berücksichtigt und wurden an entsprechender Stelle bereits diskutiert.

Als wirksamste Maßnahme kann man sicherlich die Flächenstillegung bezeichnen, auf die an dieser Stelle abschließend noch hingewiesen werden soll. Die Fläche würde aus der eigentlichen Erosionsberechnung ausgeschlossen werden, was der Tatsache Rechnung trägt, dass von stillgelegten Flächen kaum Bodenabtrag zu erwarten ist. Bei zukünftig potenziell möglicher Ausweisung besonders sensitiver Flächen könnte über ein Management der Stilllegung deutlich zum Gewässerschutz beigetragen werden. Im landwirtschaftlichen Vorzugsgebiet Kraichgau ist die Flächenstillegung jedoch keine in Frage kommende Maßnahme.

4.3 Emissionspfad „Mischkanalisationsüberläufe“

4.3.1 Einleitung

In urbanen Gebieten, die über Mischkanalisationsnetze entwässert werden, wird das eher gleichmäßig anfallende, kommunale und gewerblich/industrielle Schmutzwasser mit dem höchst dynamisch auftretenden Regenwasserabfluss gemeinsam in einem Kanalrohr der Kläranlage zugeführt. Ist die Drosselleistung des Systems erreicht und die Speicherkapazität der Kanäle und Regenbecken erschöpft, so kommt es zu Entlastungen des Mischwassers in Oberflächengewässer. Damit einher geht der Austrag von Stoffen, die aus dem

[16] Hierzu sind nicht nur die direkten Schäden durch den Bodenverlust zu zählen (neben dem Verlust wertvollen Bodens der von Nährstoffen und pflanzennutzbarem Niederschlag), sondern auch die Schäden, die aus bodenkundlicher, land- und forstwirtschaftlicher Sicht durch die Akkumulation von Kolluvien am Hangfuß entstehen: eine Überdecken der Pflanzen mit Abschwemmassen, schädigende Anreicherungen von Agrochemikalien und Überdüngung, Wasserüberschuss und die Ausbildung einer ungünstigen Bodenstruktur (Stürmer et al., 1982)

Schmutzwasser, dem Regenwasserabfluss und von Kanalablagerungen bzw. aus der Sielhaut stammen.

Das Verhalten der Regenüberlaufbauwerke ist in hohem Maße instationär. Dies erschwert Messungen in diesem Bereich erheblich, was, zusammen mit weiteren Gründen[17], dazu führt, dass die Datengrundlage als äußerst dürftig bezeichnet werden muss. Diese Aussage trifft für quantitative und erst recht für qualitative Aspekte zu.

Die hohe Komplexität bei zugleich schlechter Datenlage ist vermutlich ein Grund, warum dieser Pfad in manchen Projekten/Programmen zur Abschätzung von Emissionen in Oberfächengewässer schlichtweg vernachlässigt wird (GEBEL & GRUNEWALD, 2001; F&N UMWELTCONSULT, 1997; PRASUHN & BRAUN, 1994). Erlaubt erscheint dies in Deutschland vor allem für Einzugsgebiete in den nördlicheren Teilen Deutschlands, in denen Trennkanalisationen deutlich vorherrschend sind, wie Abbildung 4-13 zeigt, und in der Bilanzierung von Nährstoffen, für die Mischkanalisationsüberläufe keine bedeutende Rolle spielen: Selbst im überwiegend im Mischkanal entwässerten Land Baden-Württemberg machen sie gerade einmal einen Anteil von 2,4 % (Stickstoff) bzw. 10,1 % (Phosphor) der Gesamtemissionen aus (BEHRENDT et al., 2001). Betrachtet man jedoch Schwermetalle, so können Mischkanalisationsüberläufe auf keinen Fall vernachlässigt werden. Dies zeigt die diesem Projekt vorangegangene Grobbilanz (HAHN et al., 2001) sowie bundesweite Emissionsschätzungen für Schwermetalle (FUCHS et al., 2002): Für Cadmium, Kupfer und Zink betragen die Anteile, des Eintragspfads „Mischkanalisationsüberläufe“ an den Gesamtemissionen beiträgt, zwischen 20 und 40 %.

[17] So liefert z.B. auch die gesetzliche Grundlage weder für die Betreiber, noch für die Kontrollinstanzen einen Anlass, in bestehenden Kanalnetzen Messungen durchzuführen.

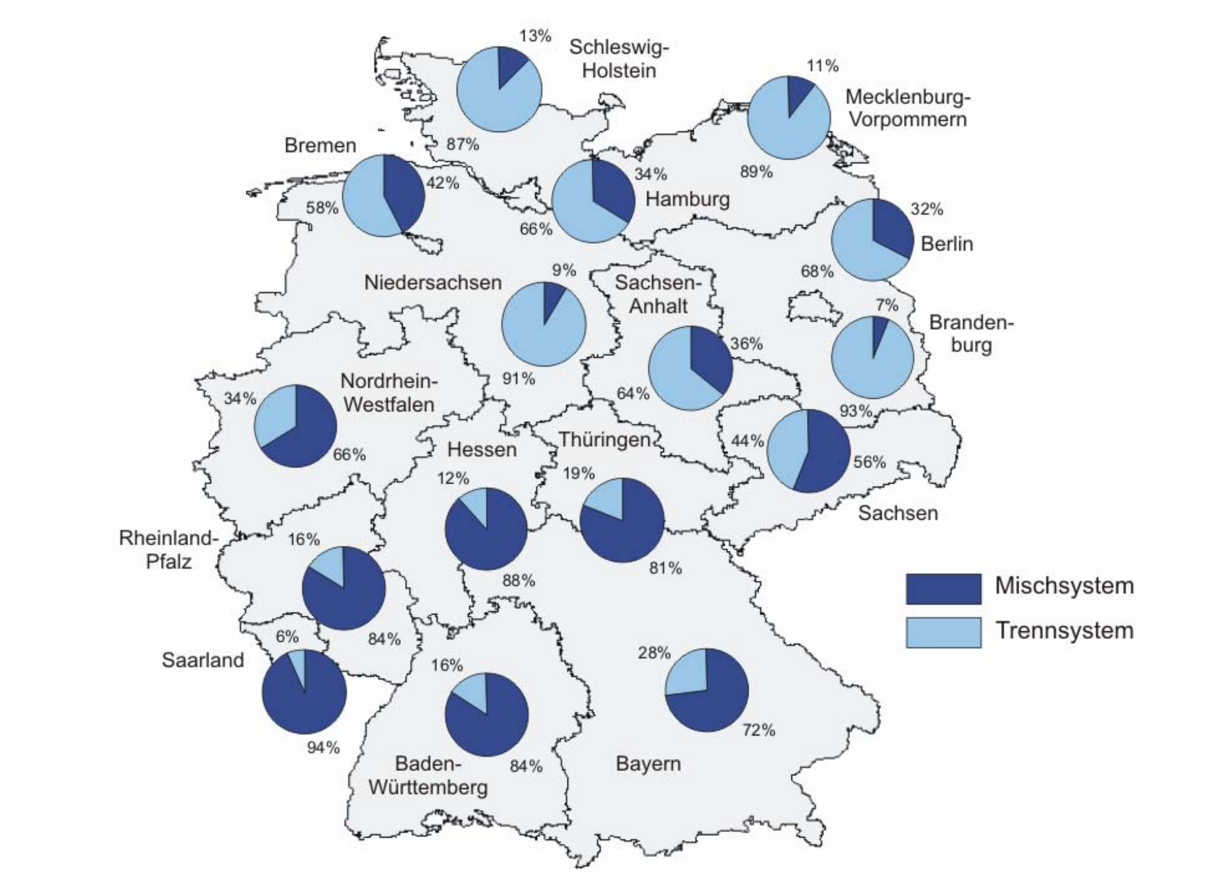


Abbildung 4-13: Prozentuale Anteile, zu denen die kanalisierten Flächen in den Ländern im Misch- bzw. Trennsystem entwässert werden (Daten aus: STATISTISCHES BUNDESAMT, 2003).

Beschreibung der Kanalnetze

Im Einzugsgebiet gibt es zwei Kanalisationssysteme, die vollumfänglich und ausschließlich das Abwasser der 16 im Gebiet liegenden Ortschaften ableiten - fast ausnahmslos im Mischsystem.

Für den oberen Teil des Gebiets ist der Abwasserzweckverband „Oberer Kraichbach" zuständig, er entsorgt die Abwässer der Ortschaften Oberderdingen, Flehingen, Zaisenhausen, Kürnbach, Sulzfeld, Bauerbach und Sternenfels. Die Stadt Kraichtal unterhält ein eigenes Entwässerungsnetz, dieses erfasst die im unteren Teil des Gebiets liegenden Ortschaften Landshausen, Menzingen, Bahnbrücken, Gochsheim, Oberacker, Münzesheim, Neuenbürg, Oberöwisheim und Unteröwisheim.

Tabelle 4-5 enthält eine Zusammenfassung der in den beiden Kanalisationssystemen liegenden Regenbauwerke, Abbildung 4-14 zeigt eine Übersicht über den Verlauf der Hauptsammler.

Tabelle 4-5: Auflistung der in den beiden Kanalisationssystemen liegenden Regenbauwerke

Ortschaft	innerhalb der Ortschaft	nach der Ortschaft
	Abwasserzweckverband „Oberer Kraichbach“	
Sulzfeld	3 RÜ, 1 RÜB	1 RÜB
Zaisenhausen	1 RÜ	1 RÜB
Sternenfeld	2 RÜB	1 RÜB
Kürnbach	3 RÜ, 1 RRB, 1 RÜB	1 RÜB
Oberderdingen	2 RÜ, 1 RRB, 3 RÜB	1 RÜB
Flehingen	1 RÜ, 3 RÜB	1 RÜB
Bauerbach	4 RÜ	1 RÜB
auf der Kläranlage	1 RÜB	
	Stadt Kraichtal	
Landshausen	2 RÜ	1 SKO
Menzingen	1 RÜ	1 RÜB
Bahnbrücken		1 RÜ
Gochsheim	6 RÜ	1 RÜB
Oberacker		1 RÜ
Münzesheim	2 RÜ	1 RÜB
Neuenbürg		1 RÜ
Oberöwisheim	3 RÜ	1 RÜB
Unteröwisheim	1 RÜ	1 RÜ
auf der Kläranlage	1 RÜB	

RÜ - Regenüberlauf

RÜB - Regenüberlaufbecken

RRB - Regenrückhaltebecken

SKO - Stauraumkanal mit oben liegender Entlastung

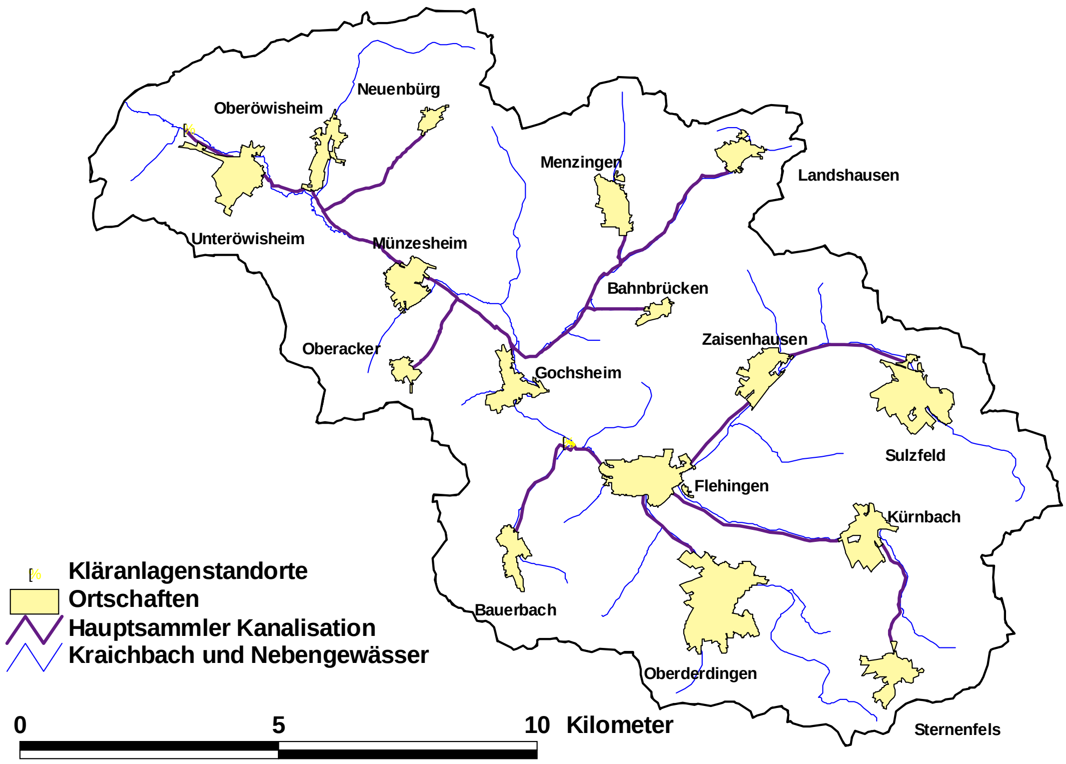


Abbildung 4-14: Übersicht über den Verlauf der Hauptsammer der im Testgebiet vorhandenen Kanalisationssysteme

4.3.2 Wahl einer Methode zur Abschätzung der entlasteten Wassermengen

Da die Bedeutung von Emissionen aus Mischkanalisationsüberläufen bekannt war (s.o.), wurde lange und intensiv in der Literatur nach Methoden/Berechnungswegen zur Abschätzung dieser gesucht. Die vorhandenen Möglichkeiten lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Prozentmethoden/Funktionen des Ausbaugrads
- Hydrologisch-empirische Verfahren
- Mischwasserbilanz-Methoden
- Auf dem Arbeitsblatt A 128 (ATV, 1992) aufbauende Methoden
- Verfahren der Entlastungsgrenzlinie
- Deterministische Modelle/Simulationsmodelle

Die verschiedenen Methoden werden im Folgenden kurz vorgestellt und es wird dargelegt, aus welchen Gründen die Wahl der letztendlich vorgeschlagenen und für die Frachtschätzung herangezogenen Methode erfolgte.

Prozentmethoden/Funktionen des Ausbaugrads und hydrologisch-empirische Verfahren

Prozentmethoden wurden vor allem in frühen Ansätzen der Emissionsberechnung angewandt. Sie nutzen geschätzte Anteile des gesamten Mischwasserzuflusses zu kommunalen Kläranlagen, z.T. in Abhängigkeit des Ausbaugrads, zur Kalkulation von via

Mischkanalisationsüberläufen in die Oberflächengewässer eingetragenen Frachten (WAGNER & BÜHRER, 1989; HAMM et al., 1991; WERNER & WODSAK, 1994).

Eine Sonderstellung nimmt die Arbeit von BROMBACH & MICHELBACH (1998) ein, die funktionelle Zusammenhänge zwischen dem Ausbaugrad der Regenwasserbehandlung und einwohnerspezifischen Entlastungsfrachten für Nährstoffe herleiteten. Auch hier geht jedoch mit dem Ausbaugrad nur ein einziger Parameter in die Berechnungen ein.

Die Vorgehensweisen dieser Studien sind stark auf „mittlere Bedingungen" ausgerichtet. Sie sind damit wenig geeignet, regionsspezifisch oder gar maßnahmenorientiert eine Schätzung der Emissionen aus Mischkanalisationsüberläufen vorzunehmen[18], weswegen sie aus den näheren Betrachtungen im Rahmen dieses Projekts ausgeschlossen wurden.

Auch hydrologisch-empirische Verfahren (z.B. Flutplan) wurden nicht näher untersucht. Unter Ansatz „mittlerer" Belastungen, die auf „mittlere" Anfangsbedingungen im Entwässerungsnetz treffen, bilden sie „mittlere" Verhältnisse nach, entsprechend stellen die Ergebnisse „angenähert" mittlere Verhältnisse dar (ATV, 1992). Es liegt auf der Hand, dass eine solche Vorgehensweise nicht im Sinne des hier vorliegenden Projekts zur Abschätzung der entlasteten Mischwassermengen empfohlen wird.

Mischwasserbilanz-Methoden

FUCHS & HAHN (1999) und GEIGER & NAFO (2002) nutzen Mischwasserbilanzen zur Ermittlung von jährlichen Entlastungswassermengen. Diese Methode verblüfft aufgrund ihrer Einfachheit, Abbildung 4-15 stellt die prinzipielle Vorgehensweise dar.

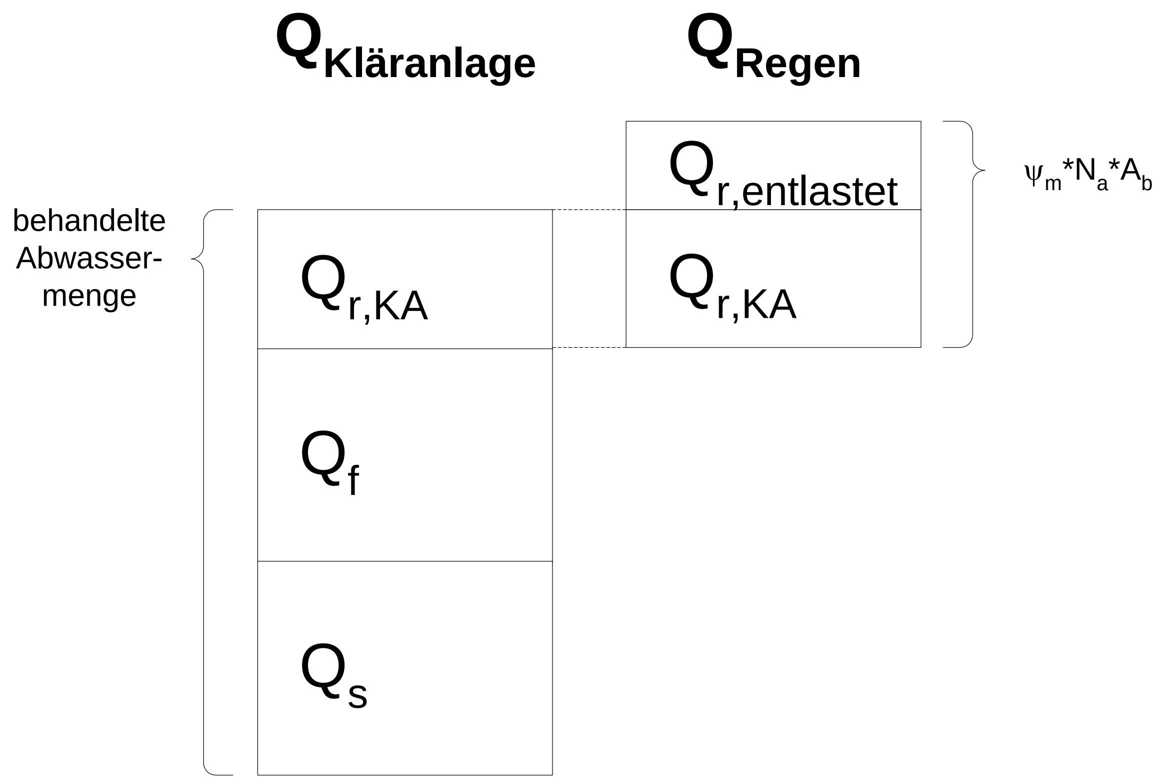


Abbildung 4-15: Schaubild der Berechnungsmethode „Mischwasserbilanz".

[18] Mit Ausnahme der Maßnahme „Ausbau der Volumina der Regenwasserbauwerke" natürlich.

Betrachtet wird zunächst die gesamte auf der Kläranlage (den Kläranlagen) behandelte Abwassermenge ($Q_{Kläranlage}$). Diese wird separiert in ein Volumen, welches aus Trockenwetterabfluss stammt und wiederum aus methodischen Gründen oft in Schmutzwasser (Q_S) und Fremdwasser (Q_f) unterteilt wird, und ein Volumen, das aus Regenwasserabfluss stammt und ebenfalls auf der Kläranlage behandelten wurde ($Q_{r,KA}$). Auf der anderen Seite wird die Regenwassermenge bestimmt, die jährlich ins Mischkanalisationsnetz eingeleitet wird (Q_{Regen}), berechnet als Produkt aus mittlerem Abflussbeiwert ψ_m, Jahresniederschlagshöhe N_a und den befestigten Flächen A_b. Sind diese Größen bestimmt, so ergibt sich die entlastete Wassermenge ($Q_{r,entlastet}$) aus der Differenz zwischen der insgesamt ins Kanalisationsnetz eingeleiteten und der auf der Kläranlage behandelten Regenwassermenge.

Der Vorteil dieser Methode liegt in der geringen Anzahl an Parametern, die bestimmt werden müssen, einige von ihnen sind zudem in aller Regel relativ genau bekannt und werden stetig gemessen, dazu zählen insbesondere die Jahresniederschlagshöhe und die gesamte, auf der Kläranlage behandelte Abwassermenge. Auch die Separierung in Q_s und Q_f letzterer gelingt mittels der Methode des „gleitenden Mittels", für die nur wenige zusätzliche Informationen nötig sind, sehr gut (UFT, 1998). Aufwändig zu erfassen bzw. nur mit größeren Unsicherheiten abzuschätzen ist die Größe der befestigten Fläche. Wird die befestigte Fläche für größere Einzugsgebiete erfasst, so können Schätzverfahren angewandt werden. Es kann dann davon ausgegangen werden, dass sich Fehler herausmitteln. Auf der hier betrachteten Ebene erscheint jedoch eine höhere Genauigkeit angemessen: In einem Versuch wurden die befestigten Flächen nach der im Projekt NIEDERSCHLAG verwendeten Methode abgeschätzt. Die befestigten Flächen wurden dabei so stark unterschätzt, dass sich eine negative Entlastungsrate ergab (SHAO, 2002)!

Probleme bereitet vor allem aber die Festlegung des mittleren Abflussbeiwerts. FUCHS & HAHN (1999) und GEIGER & NAFO (2002) rechnen jeweils mit dem in der ATV A 128 genutzten Wert von 0,70 (ATV, 1992). Diese Festlegung ist jedoch nicht unproblematisch, da der „mittlere Abflussbeiwert" sich auf den Jahresniederschlag bezieht und damit auch mittlere und schwache Niederschlagsereignisse umfasst, die keine oder nur geringe Abflussbeträge bewirken. SCHMITT & ILLGEN (2001) fassen eine Untersuchung hierzu mit folgenden Worten zusammen: „[...] die Empfehlung expliziter Zahlenwerte für ψ_m [...] zur Bemessung [muss] als »fachlich begründete Übereinkunft« verstanden werden. Sie sind weniger geeignet, den tatsächlichen Abflussbeitrag einer bestimmten Fläche für [...] einen beobachteten Zeitraum wertgenau zu quantifizieren."

Der Punkt, der zum Ausschluss dieser Methode aus dem Projekt führte, war die Tatsache, dass mit ihr nur beobachtete Ereignisse/Zeiträume bilanziert werden können. Selbst die Auswirkung des Baus weiteren Speichervolumens, als konventionellste Maßnahme zur Senkung der Regenentlastungsbauwerken entstammenden Emissionen, kann mit dieser Methode nicht nachvollzogen werden.

Auf dem Arbeitsblatt A 128 aufbauende Methoden

Ziel des Bemessungsgangs des ATV-Arbeitsblatts A 128 (ATV, 1992) ist die Bestimmung eines erforderlichen Gesamtspeichervolumens. Dieses ergibt sich als spezifisches Speichervolumen im vorletzten Schritt der Berechnung aus der Regenabflussspende q_r und der Jahresentlastungsrate e_0 (siehe Abbildung 4-16). Es liegt nahe, bei bekannter Regenabflussspende und gegebenem Gesamtspeichervolumen - also z.B. für ein bestehendes System - „rückwärts" eine Jahresentlastungsrate zu berechnen. BEHRENDT et al. (1999) und STÖLTING (2002) bauen auf den Gleichungen der A 128 ihre Abschätzungen der Emissionen aus Mischkanalisationsüberläufen auf.

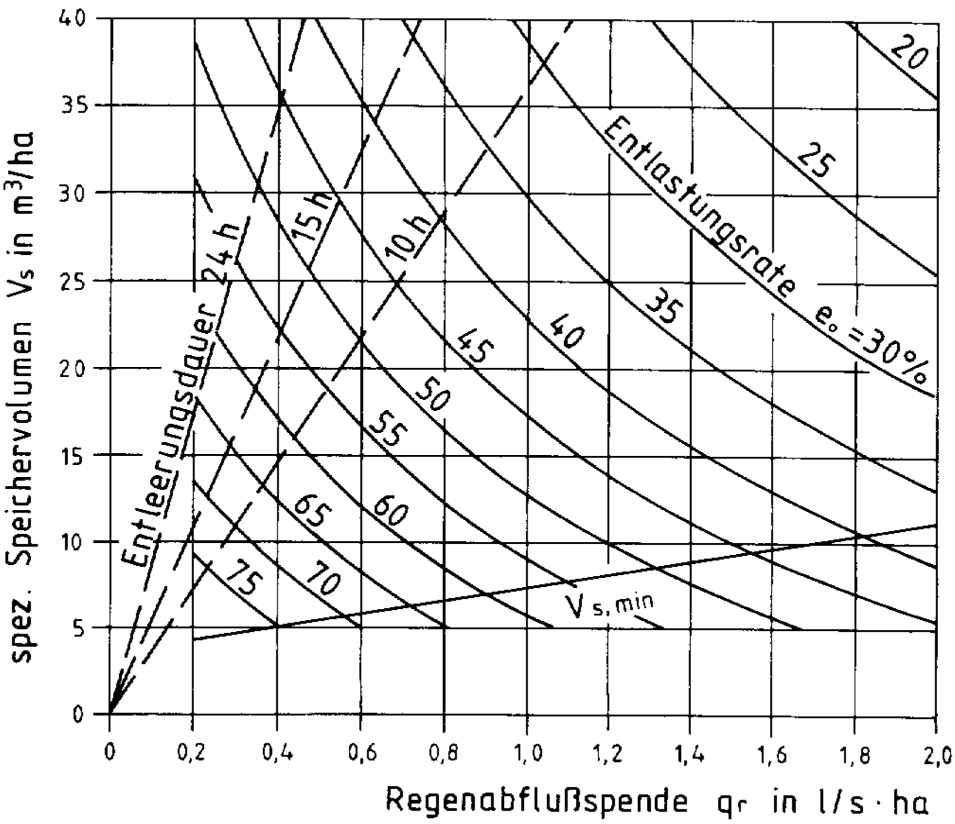


Abbildung 4-16: Spezifisches Speichervolumen in Abhängigkeit von der Regenabflussspende und der zulässigen Entlastungsrate (aus: ATV, 1992)

Beim letzten Schritt, in dem aus der Jahresentlastungsrate das Jahresentlastungsvolumen ermittelt wird, tritt allerdings erneut das oben erwähnte Problem des mittleren Abflussbeiwertes auf. Abgesehen davon ist die der Berechnung zugrunde liegende Gleichung stark vereinfacht und wurde nur für mittlere Verhältnisse (den „Bezugslastfall") aufgestellt.

Die Niederschlagshöhe kommt in dieser Beziehung z.B. nicht mehr vor, was allerdings durch die Nutzung der Gleichung von MEIßNER (1991), auf den das Verfahren auch zurück geht, umgangen werden kann. BEHRENDT et al. (1999) wählen diesen Weg. In keinem Fall berücksichtigt wird jedoch die *Verteilung* des Niederschlagsgeschehens, die auf die Entlastungswassermenge entscheidenden Einfluss hat. Auch stark schwankende Fremdwasserzuflüsse müssen wohl als Abweichung von „mittleren Verhältnissen" bewertet werden, obwohl sie durchaus häufiger vorkommen (LUCAS, 2003).

Weder MEIßNER (1991) noch ATV (1992) machten Angaben zur Güte der von ihnen veröffentlichten, empirischen Gleichungen, so dass über den Fehler, der bei einer Abweichung von mittleren Verhältnissen gemacht wird, keine Aussage getroffen werden kann. Da es das erklärte Ziel dieses Projekts war, Bilanzierungsansätze zu finden, die auch regionale Besonderheiten wiederspiegeln können, wurde somit kein auf den Gleichungen des ATV-Arbeitsblatts A 128 aufbauendes Verfahren gewählt.

Verfahren der Entlastungsgrenzlinie

Die Methode der Entlastungsgrenzlinie (EGL), von XANTHOPOULOS 1990 beschrieben, basiert im Gegensatz zu den zuvor beschriebenen Methoden auf der Auswertung einzelner Regenereignisse und besticht trotzdem durch Einfachheit und Transparenz. Daraus ergibt

sich ein ganz direkter, qualitativer Vorteil gegenüber den Simulationsmodellen: Es ist möglich, sie in herkömmlichen Tabellenkalkulationsprogrammen umzusetzen.

Aus diesem Grund wurde sie sehr genau auf ihre Anwendbarkeit zur Berechnung der entlasteten Wassermengen aus Kanalisationsnetzen hin untersucht. Auch die von Xanthopoulos (1990) offen gelassene Frage der Brauchbarkeit in vorentlasteten Gebieten wurde analysiert.

Im Anhang (Kapitel [illegible]2) sind die Überlegungen und Berechnungen detailliert dargelegt. Die Ergebnisse können insgesamt als gut bezeichnet werden, was jedoch mutmaßlich auf besondere Umstände im zugrundegelegten Kanalisationsnetz zurückzuführen ist. Zudem bereitet die automatische Abgrenzung von Niederschlagsereignissen aus langjährigen Kontinua grundsätzliche Probleme, so dass von einer Nutzung der Entlastungsgrenzlinie *für die Zwecke dieses Projekts* abgeraten werden muss.

Deterministische Modelle/Simulationsmodelle

Über ein Ausschlussverfahren wir nun aufgrund der eingehenden Analysen der verschiedenen Methoden zur Abschätzung von Mischwasserentlastungsmengen/-frachten geschlussfolgert, dass die Nutzung von deterministischen Modellen (Simulationsmodellen) unter den gegebenen Randbedingungen den besten Weg für eine Frachtschätzung auf der Mesoskala darstellt.

Man kann deterministische Modelle in hydrologische und hydrodynamische Modelltypen unterteilen. Deterministische Modelle simulieren das Abflußgeschehen auf der Oberfläche und im Kanal getrennt. Die Abflußkonzentration auf der Oberfläche wird in der Regel mit hydrologischen Ansätzen (Übertragungsfunktionen) nachgebildet. Bei hydrologischen Modellen wird auch das Translations- und Retentionsverhalten beim Abfluß im Kanal mit Hilfe von Übertragungsfunktionen beschrieben, d.h. es wird lineares, zeitinvariantes Übertragungsverhalten des Teilsystems "Kanal" vorausgesetzt. Die wesentliche Einschränkung aber ist, dass bei der Beschreibung der Abflusstransformation im Netz Abflüsse, aber keine Wasserstände, errechnet werden. (ATV, 1992)

Wenn die Anwendungsgrenzen hydrologischer Modelle, die sich daraus ergeben, nicht überschritten werden, was zum Beispiel bei Fließumkehr oder Rückstau auf Entlastungsbauwerke der Fall ist, so sind diese aufgrund des deutlich geringeren Datenbedarfs hydrodynamischen Modellen vorzuziehen. Auch Rödder & Geiger (1996) schlagen für die regionale Berechnung von Mischwasserentlastungen hydrologische Modelle vor.

Positiv an der Nutzung von Simulationsmodellen ist zudem, dass man mit ihnen - anders als mit allen anderen genannten Methoden - in der Lage ist, Aussagen über das zeitgerechte Zusammenwirken von Regenentlastungen und Gewässer zu treffen (ATV, 1992). Dies ist insofern interessant, als der Eintragspfad „Mischkanalisationsüberläufe“ der erste, wenn nicht gar einzige ist, bei dem auch akute Wirkungen eine entscheidende Rolle spielen (Fuchs, 1997; Borchardt, 1999).

Werden Simulationsmodelle verwendet, besteht zudem die Möglichkeit, das Modell zu kalibrieren/plausibilisieren und die Rechenergebnisse somit abzusichern. Die anderen Verfahren bieten diese Möglichkeit mit Ausnahme der Entlastungsgrenzlinie nicht.

Anzumerken ist schließlich noch, dass mit der Nutzung von hydrologisch-deterministischen Modellen keineswegs ein „Aufblähen“ der benötigten Datenmenge einhergeht, wie es vielleicht auf den ersten Blick erscheinen mag: Die absolute Zahl an benötigten Eingangsparametern ist zwar zweifelsohne größer, die wesentlichen und aufwändig zu erhebenden Parameter jedoch gehen auch in die anderen Verfahren ein. Dazu zählt an erster Stelle, aber nicht nur, die befestigte Fläche. Sie stellt den sensitivsten Parameter dar (Butz & Fuchs, 2003b), so dass für ihre Erhebung auch die höchste Sorgfalt aufzubringen ist.

Lediglich die Struktur des Einzugsgebiets muss alleine für deterministische Modelle erhoben werden.

4.3.3 Berechnungsansatz

Für das Kanalnetz der Stadt Kraichtal wurde im Rahmen des Projektes ein Modell im hydrologischen Kanalnetzsimulationsprogramm SMUSI (IHWB, 1998) aufgebaut. Anhand von diesem wurden alle weiteren Untersuchungen durchgeführt, wie zum Beispiel der Methodenvergleich zwischen Simulationsprogramm und Entlastungsgrenzlinie (s.o.). Das Kanalnetz des Abwasserzweckverbandes „Oberer Kraichbach" wurde im Jahre 2000 vom Ingenieurbüro GKW Ingenieure im Auftrag des AZV im Programm KOSIM (ITWH, 2002) modelliert und uns zur Verfügung gestellt[19] (GKW, 2000). Da zwischen den beiden Programmen kein grundsätzlicher Unterschied gesehen wird und beide am Institut für Siedlungswasserwirtschaft vorliegen, wurde das Kanalnetz des AVZ „Oberer Kraichbach" mit KOSIM berechnet. Die Nutzung zwei verschiedener Programme hat weder auf das Berechnungsergebnis, noch auf die Vorgehensweise oder die Datenerhebung Einfluss.

Obwohl beide Programme die Möglichkeit bieten, auch die entlasteten Schmutzfrachten zu berechnen, wurde dies im Projekt nicht durchgeführt. Die Schmutzfrachtberechnung von Simulationsmodellen wird als nicht sehr gut bewertet[20], so dass erwartet wird, über eine Multiplikation der mittels der Programme berechneten, entlasteten Wassermengen mit mittleren, aber empirisch abgesicherten Entlastungskonzentrationen bessere Ergebnisse zu erzielen.

Die Gleichung, mit der die Emissionen aus Mischwasserentlastungen schließlich abgeschätzt wurden, lautet (Gleichung [illegible]7):

$$EMK = \frac{1}{1.000.000} \cdot Q_{MK} \cdot C_{MK} \qquad \text{(Gleichung 4-17)}$$

mit: EMK = über Mischwasserentlastungen emittierte Fracht [t/a] bzw. [kg/a]

Q_{MK} = mittlere, jährlich entlastete Mischwassermenge [m³/a]

C_{MK} = stoffspezifische Entlastungskonzentration [mg/l] bzw. [µg/l]

4.3.4 Erhebung der Eingangsdaten

Die wesentlichen Objekte, aus denen ein Kanalisationsmodell in SMUSI besteht, und wofür somit auch Daten zu erheben waren, sind Sammler, Sonderbauwerke und die von der Kanalisation erfassten Flächen. Letztere können im Misch- oder Trennsystem entwässert werden. Die Verknüpfung erfolgt über die Systemlogik. Auch eine Kläranlage ist fester Bestandteil jedes Modells, da ihre Ablauffrachten jedoch im Rahmen dieser Teiluntersuchung nicht von Interesse waren, wurde sie lediglich über Standardwerte erfasst (zur Schätzung der Emissionen aus Kläranlagen siehe Kapitel [illegible]1).

---

[19] Herrn Distel vom Abwasserzweckverband „Oberer Kraichbach" sowie Herrn Siebert von den GKW Ingenieuren sei für ihre Hilfe und ihr Entgegenkommen an dieser Stelle ganz herzlich gedankt!

[20] Als Hauptproblem wird das Fehlen einer adäquaten Modellierung der Resuspension von Kanalablagerungen gesehen.

Systemlogik, Geometrie

Die Systemlogik und die Geometrie des Kanalnetzes konnten den entsprechenden Kanalisationsplänen der Stadt Kraichtal entnommen werden, die vom Tiefbauamt zur Verfügung gestellt wurden[21]. Abbildung 4-17 zeigt beispielhaft den aufgebauten Systemplan für die Ortschaft Oberöwisheim.

Mit Geometrie wird an dieser Stelle die Größe der kanalisierten Flächen, der Durchmesser, die Länge und die Neigung der Sammler sowie die baulichen Maße der Regenbauwerke bezeichnet (Speichervolumen, Sohl- und Schwellenhöhen, Durchmesser und Länge der Drossel).

Unstimmigkeiten oder Unklarheiten wurden durch Rücksprache beim Tiefbauamt und Ortsbesichtigungen aufgeklärt.

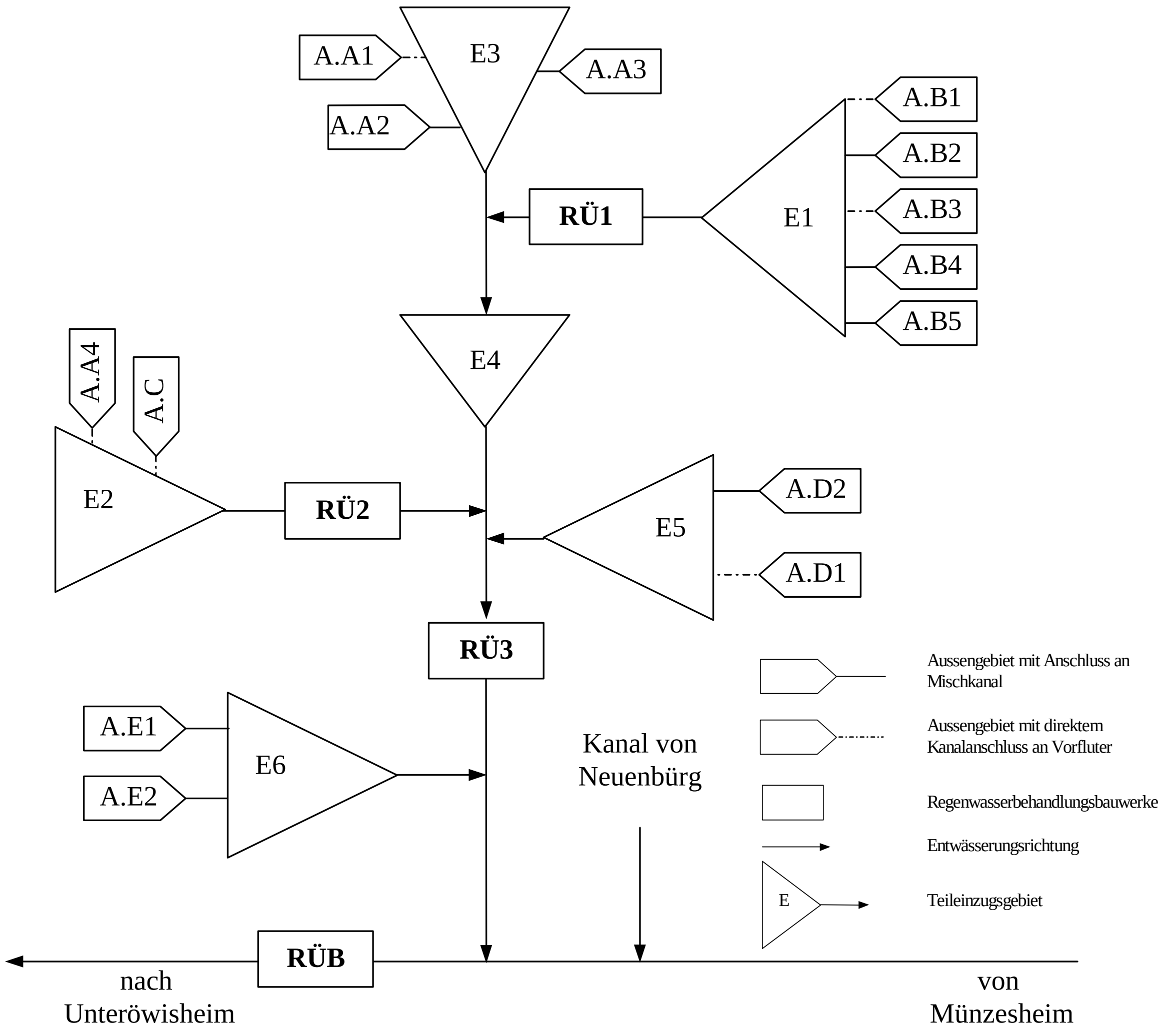


Abbildung 4-17: Systemplan der Ortschaft Oberöwisheim

[21] Den Herren Neudeck und Leiser vom Tiefbauamt der Stadt Kraichtal sei an dieser Stelle sehr herzlich gedankt für ihre Gesprächs- und Hilfsbereitschaft.

Fremdwasser

Nach eigenen Erfahrungen aus diversen Projekten führen hohe Fremdwasserzuflüsse zu einer mitunter tagelangen Entlastungstätigkeit von Regenbecken. In zwei Fallbeispielen, die das Ergebnis der konventionellen Schmutzfrachtsimulation mit umfangreichen Messungen (je 2 Jahre) vergleichen, konnte nachgewiesen werden, dass die berechneten Entlastungsfrachten in der Realität um den Faktor 3 resp. 5 überschritten wurden. Ausschlaggebend für diesen Befund waren ausschließlich hohe Fremdwasserspenden während der Wintermonate. MICHALSKA & PECHER (2000) berichten von einer Überschreitung des erwarteten Entlastungsabflusses eines Regenüberlaufbeckens einer kleinen Gemeinde in Nordrhein-Westfalen um das 7- bis 10-fache.

Diese Beispiele verdeutlichen, dass eine realitätsnahe Berücksichtigung des Fremdwasserzuflusses zu Kanalisationen dringend geboten ist, um zu belastbaren Abschätzungen der entlasteten Stofffrachten zu kommen. Übertragbare Daten von Regenbecken stehen dabei nicht zur Verfügung, da verlässliche Messungen fehlen.

Der Fremdwasserzufluss *von Kläranlagen* lässt sich methodisch zuverlässig und mit vertretbarem Aufwand bestimmen: Im Rahmen eines durch die LfU Baden-Württemberg geförderten Projektes (FUCHS & LUCAS, 2001) wurde gemeinsam mit dem Projektpartner UFT das Verfahren des „gleitenden Minimums" (UFT, 1998) zur Quantifizierung der saisonalen und naturräumlichen Bedeutung von Fremdwasserzuflüssen in Mischsystemen an 34 Kläranlagen erfolgreich getestet. Unter Verwendung der täglich gemessenen Zuläufe von Kläranlagen, welche vom Bauamt der Stadt Kraichtal zur Verfügung gestellt wurden, kann mit dieser robusten Methode der im Gebiet anfallende Fremdwasserzuschlag bestimmt werden. Als weitere Angabe wird lediglich der Trinkwasserverbrauch benötigt, der jedoch auch an anderer Stelle in die Modellierung einfließt und somit ohnehin zu erheben war.

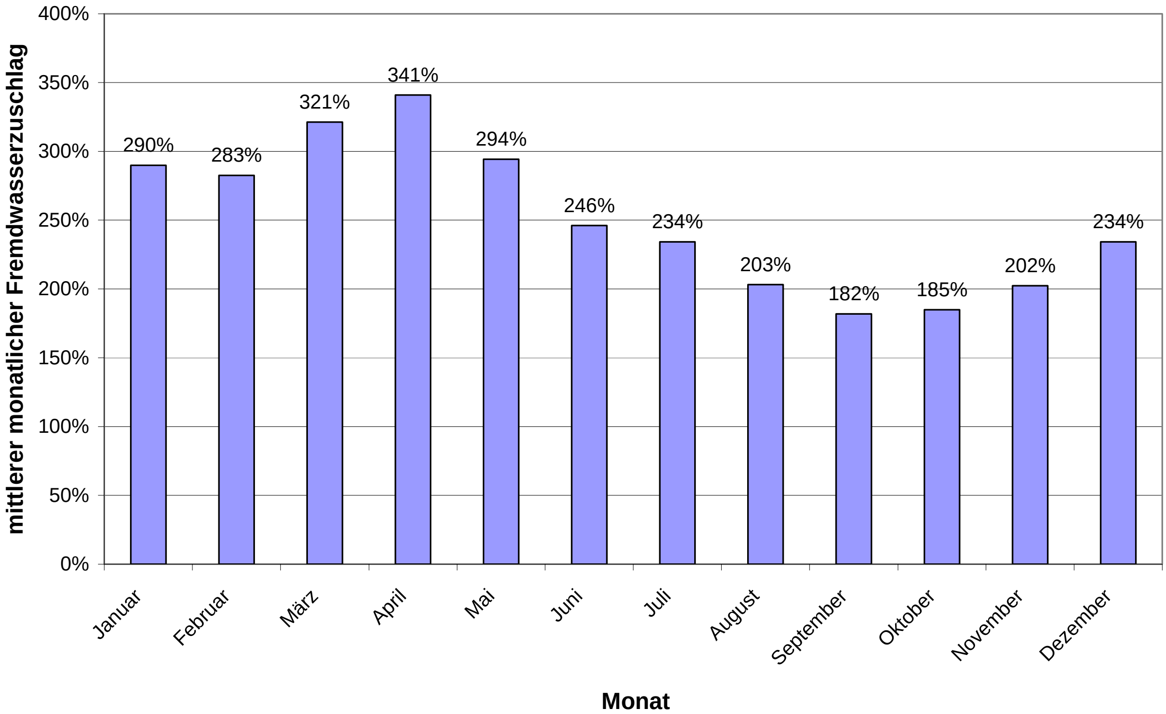


Abbildung 4-18: Mittlerer Fremdwasserzuschlag der Kläranlage Unteröwisheim berechnet nach der Methode des „gleitenden Minimums" (monatl. Durchschnittswerte).

Abbildung 4-18 zeigt das Ergebnis der Berechnungen des Fremdwasserzuschlages (Quotient aus Fremdwasserzufluss und Schmutzwasserzufluss) für die Kläranlage in Unteröwisheim. Das Ergebnis bestätigt die Befunde aus oben genannter Studie zum Fremdwasseraufkommen in Baden-Württemberg:

- Die Kläranlage Unteröwisheim zeigt eine ausgeprägte Saisonalität des Fremdwasser-aufkommens. Hohe Fremdwasserzuschläge ergeben sich in den Wintermonaten von November bis April. Die Maxima treten in der Regel in den Monaten März und April auf. Minimale Fremdwasserzuschläge werden am Ende des Sommerhalbjahres in den Monaten September und Oktober festgestellt. Bei keiner der in Baden-Württemberg untersuchten Kläranlagen konnte ein anderes jahreszeitliches Schwankungsverhalten nachgewiesen werden (FUCHS & LUCAS, 2001).
- Die Fremdwasserzuschläge sind trotz der Betrachtung der Monatsmittelwerte deutlich höher als allgemein angenommen. Für die Kläranlage Kraichtal beträgt der Mittelwert 250 %, für die Kläranlage Flehingen 215 %.

Einschränkend muss hinzugefügt werden, dass keine Methode bekannt ist, mit der die Fremdwasserzuschläge *innerhalb* des Kläranlagen-Einzugsgebiets regionalisiert werden können. Es kann somit nur eine über das gesamte Einzugsgebiet konstante Fremdwasserspende angenommen werden. Indes kann mit hoher Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass diese Homogenität nicht gegeben ist. Vielmehr werden zum Einen aufgrund unterschiedlicher Lagen von Siedlungen (am Hang, in der Aue, ...) unterschiedliche Fremdwasserspenden erwartet, zum Anderen gibt es „Punktquellen“ von Fremdwasser, wie z.B. angeschlossene Brunnen, gefasste Quellen oder Außengebiete, die per Definition nicht gleichmäßig verteilt sind. Insbesondere die Elimination der Punktquellen kann ggf. eine sinnvolle Maßnahme darstellen. Aufschluss könnten hier jedoch nach heutigem Kenntnisstand nur gezielte Messungen im Gebiet selbst liefern.

Versiegelungsgrad

Der Versiegelungsgrad, der multipliziert mit den kanalisierten Flächen die befestigten Flächen ergibt, wurde in einer Mischung aus klassischem Schätzverfahren und Luftbildauswertung/-verarbeitung ermittelt (BUTZ & FUCHS, 2003b). Als Testgebiet wurde die Ortschaft Oberöwisheim ausgewählt. In dieser wurden zunächst, unterstützt durch die Unter-legung eines Orthophotos, 12 Typen von Wohnbebauung und ein Gewerbegebiet ausgewiesen, die Wohnbebauungstypen reichen von lockerer Bebauung bis zum hochgradig versiegelten Ortskern, Abbildung 4-19 zeigt die ausgewiesenen Typen.

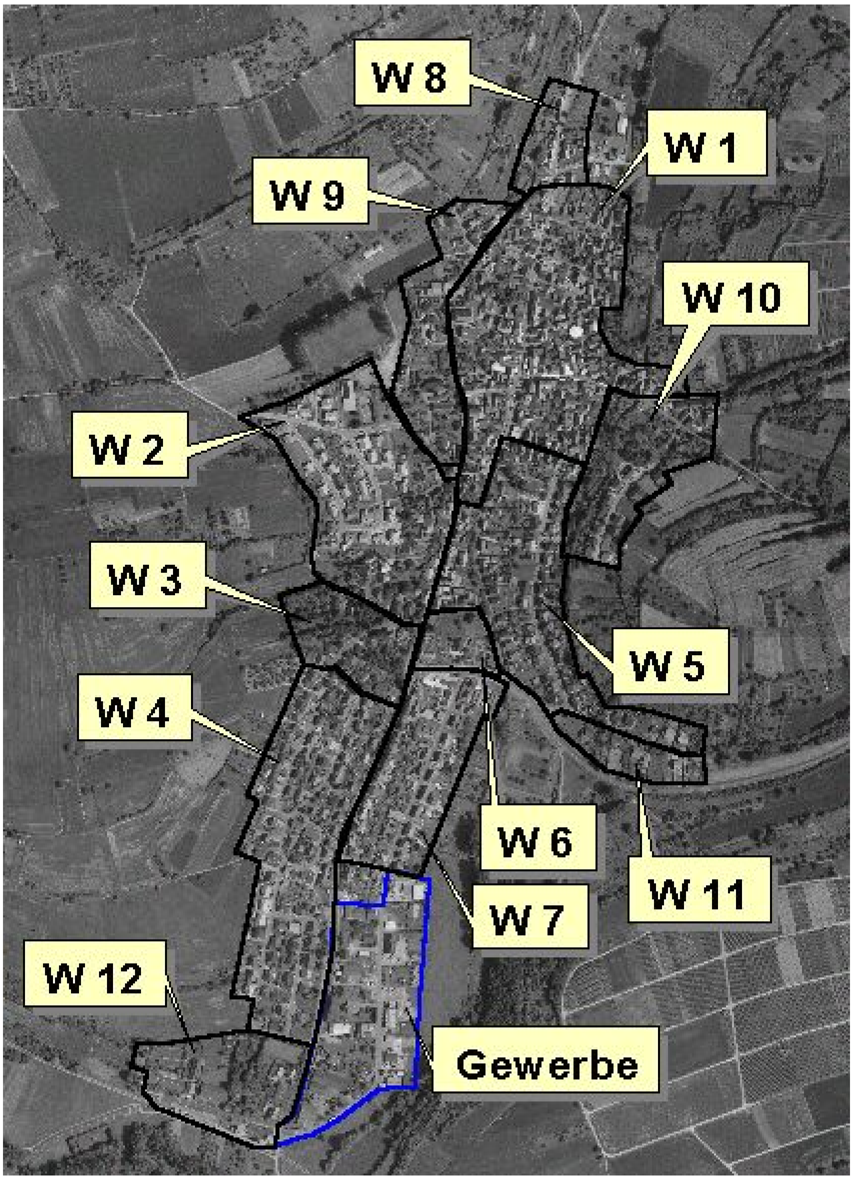


Abbildung 4-19: Abgegrenzte Typen von Wohnbebauung und das Gewerbegebiet der Ortschaft Oberöwisheim unterlegt mit einem Orthophoto. (Grundlage: Digitale Orthophotos von Baden-Württemberg (DOP), © Landesvermessungsamt Baden-Württemberg (www.lv-bw.de) vom 28.10.02, Az.: 2851.2-D/ 2130).

In einem GIS wurden für jeden dieser Bebauungstypen sehr detailliert der Versiegelungsgrad bestimmt. Nach diesem Schritt konnten die Bebauungstypen in sechs Gruppen aggregiert werden, Tabelle 4-6 zeigt diese sowie die ihnen zugehörigen Versiegelungsgrade. Jeweils eine dieser Gruppen wurde im Folgenden jedem kanalisierten Teileinzugsgebiet aller Ortschaften der Stadt Kraichtal zugewiesen, Anhaltspunkte für die Übertragung lieferten die Kanalisationspläne, die Topografische Karte TK 25 sowie Ortsbegehungen. Tabelle 4-7 listet die ermittelten befestigten Flächen je Ortschaft im Testgebiet auf.

Tabelle 4-6: Aus den Bebauungstypen gebildete Gruppen und deren Versiegelungsgrad

Gruppe	Bebauungstypen	Versiegelungsgrad [-]
1	W 1	0,55
2	W 2 & W 7	0,50
3	W 4 & W 5	0,45
4	W 8 - W 12	0,30
5	W 3 & W 6	0,25
6	Gewerbe	0,65

Tabelle 4-7: Befestigte Fläche und Einwohnerzahl der Ortschaften im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs

Ortschaft	befestigte Fläche [ha]	Einwohnerzahl
Abwasserzweckverband „Oberer Kraichbach“		
Sulzfeld	99,26	4.366
Zaisenhausen	37,75	2.402
Sternenfeld	40,22	2.896
Kürnbach	49,18	2.880
Oberderdingen	114,43	6.191
Flehingen	94,8	4.711
Bauerbach	28,24	1.225
Summe	463,88	24.671
Stadt Kraichtal		
Landshausen	10,86	1.066
Menzingen	25,90	2.081
Bahnbrücken	11,22	767
Gochsheim	26,63	1.690
Oberacker	9,61	704
Münzesheim	34,32	2.658
Neuenbürg	6,73	519
Oberöwisheim	26,10	1.923
Unteröwisheim	41,31	3.201
Summe	192,65	14.609

Drosselkennlinie

Neben einer SMUSI-internen Berechnung der Drosselleistung über die Eingabe der Drosselgeometrie besteht auch die Möglichkeit der direkten Definition einer gemessenen Drosselkennlinie. Entsprechende Messungen wurden an den vier Regenüberlaufbecken und dem Stauraumkanal im Kraichtaler Kanalnetz durchgeführt.

Dies geschah in Verbindung mit Wasserstandsmessungen in den Bauwerken, die realisiert wurden, um die Ergebnisse des Simulationsmodells zu Kalibrieren/Plausibilisieren. Die zusätzliche Messung des Drosselabflusses verursachte zwar einen deutlichen Mehraufwand, dieser wurde jedoch als bewältigbar und angesichts des weiteren Informationsgewinns gerechtfertigt angesehen.

Die größte Abweichung des durchschnittlich gemessenen vom zuvor aus der Geometrie des Beckens berechneten Drosselabfluss betrug 13 %. Es kann ohne eine aktuelle, vermessungstechnische Aufnahme des Beckens nicht gesagt werden, ob dieser Fehler auf fehlerhafte Messungen oder inzwischen veraltete Unterlagen zurückzuführen ist. Die Fehler bleiben jedoch insgesamt in einer Größenordnung, dass es durchaus angemessen erscheint, die Drosselkennlinie aus den Unterlagen zu berechnen.

Der Stauraumkanal Landshausen hat eine schwimmergesteuerte Drossel. Die Differenz von gemessenem Wert zum aus den Unterlagen entnommenen Bemessungswert betrug über 18 %. Die Kontrolle des Wertes aus den Unterlagen hat sich also in diesem Fall gelohnt. Die Entlastungswassermengen würden ohne diese Korrektur ungefähr um den gleichen Betrag zu niedrig berechnet.

Das Regenüberlaufbecken, welches sich auf dem Gelände der Kläranlage selbst befindet, muss aufgrund der gesonderten Art der Beschickung anders betrachtet werden: Die Beschickung erfolgt vom Hebewerk der Kläranlage über eine gesonderte Schneckenpumpe. Der Wasserstand im RÜB - somit auch die Frage des Anspringens des Klärüberlaufs - hat keinen Einfluss auf den Wasserstand im Pumpensumpf und damit die Förderleistung der Schneckenpumpen des Kläranlagenzulaufs. Letztere aber sind von ihrer Funktion her als Drosseln zu betrachten. Das Wasser im Becken ist somit vom Drosselabfluss hydraulisch entkoppelt.

Daraus ergibt sich, dass die Angabe eines Wertes für den Drosselabfluss nach klassischer Definition[22] nicht möglich ist. Es wurde deswegen eine Auswertung von Ausdrucken aus dem Prozessleitsystem vorgenommen und beschlossen, als Drosselabfluss den höchsten Wert aus der Reihe der maximalen Tagesabflüsse zu wählen, der bei leerem Regenüberlaufbecken realisiert wurde (der maximale Tagesabfluss wird numerisch im entsprechenden Ausdruck des Prozessleitsystems angegeben).

Ein „Verschmieren" bzw. eine Dämpfung der Messung ergibt sich aus der Tatsache, dass der Durchfluss vom Prozessleitsystem am *Ab*lauf aufgezeichnet wird. Der Fehler, der dadurch entsteht, ist schwer zu quantifizieren, wird jedoch als eher klein eingeschätzt.

Tabelle 4-8 listet die ermittelten Drosselabflüsse der Regenbauwerke auf, eine genaue Beschreibung der Messkampagne und ihrer Ergebnisse findet sich in BUTZ & FUCHS (2003a).

---

[22] Der zur Kläranlage weitergeleitete Abfluss (in diesem Fall gleich dem Kläranlagenzufluss) zum Zeitpunkt des Anspringens des Klärüberlaufs.

Tabelle 4-8: Drosselabflüsse der 4 Regenüberlaufbecken und des Stauraumkanals im Kraichtaler Kanalisationsnetz sowie des Regenüberlaufbeckens auf der Kläranlage.

Regenbauwerk	Drosselabfluss [l/s]
SKO Landshausen	79,22
RÜB Menzingen	134,05
RÜB Gochsheim	117,14
RÜB Münzesheim	179,94
RÜB Oberöwisheim	353,51
RÜB Kläranlage	211,63

Weitere Parameter

Die Einwohnerzahl wurde zunächst analog zum Versiegelungsgrad zugewiesen. Entstand durch diese Zuweisung in der Summe einer Ortschaft eine Differenz zu der Anzahl der Einwohner, die aus den statistischen Unterlagen der Stadt bekannt war, so wurde diese unter Einbeziehung örtlicher Kenntnisse auf die Flächen verteilt.

Der einwohnerspezifische, häusliche und flächenspezifische, gewerbliche Trockenwetterabfluss wurden aus dem Trinkwasserverbrauch hergeleitet, welcher aus der Statistik der Stadt „ortschaftenscharf“ vorlag. Als Tagesgang dieser Abflusskomponenten wurde der programminterne Vorgabewert für eine Kleinstadt gewählt, der auf den Angaben der ATV (1985) beruht. Dieser passte in einem visuellen Vergleich am besten zur Trockenwetterganglinie, die Stichprobenartig im Rahmen der Messkampagne gemessen wurde.

Die Neigungsgruppe jedes Teileinzugsgebietes wurde GIS-gestützt abgeschätzt. Dazu wurden zunächst im GIS aus dem für das Projekt vorliegenden Digitalen Höhenmodell die Neigungen im Gebiet berechnet. Diese wurden klassifiziert entsprechend den definierten Neigungsgruppen. Schließlich wurden die Klassen im GIS transparent dargestellt und unterlegt mit der Topografischen Karte TK 25, um einen visuellen räumlichen Bezug zu den Siedlungsflächen herstellen zu können. Über diesen wurden die Neigungsgruppen den kanalisierten Flächen im Modell zugewiesen.

Die längsten Fließzeiten je Teileinzugsgebiet wurden berechnet mit den von RÖDDER & GEIGER (1996) hergeleiteten, empirischen Gleichungen. Die dazu benötigten Angaben zur Neigungsgruppe und Größe jedes Teileinzugsgebietes lagen vor (s.o.).

Der zur Definition der unbefestigten Flächen benötigte CN-Wert wurde anhand des Handbuchs (IHWB, 1998), aufbauend auf den Bodenverhältnissen, festgelegt. Er wurde konstant zu 69 % angenommen, was der Bodennutzung „Weide (normal)“ und dem Bodentyp „mittleres Versickerungsvermögen“ (z.B. Löss), entspricht.

Die Rauhigkeit der Sammler wurde mit 1,5 mm beziffert.

Außengebiete

Wie auch in Kapitel 1 (Beschreibung der Kläranlagen) erwähnt, sind Außengebiete mit einer Gesamtfläche von ca. 550 ha an das Kraichtaler Kanalnetz angeschlossen. Dies entspricht fast dem Dreifachen der angeschlossenen befestigten Fläche bzw. grob 90 % der kanalisierten Fläche.

Trotz dieser Größe wurden Außengebiete im Modell nicht berücksichtigt. Dies ist in Übereinstimmung mit dem Arbeitsblatt A 128 der ATV (1992), nach dem „Außengebiete [...] in der Regel vernachlässigt werden [können]“, was vor allem auf das unterschiedliche Abflussverhalten zurückzuführen ist (ATV, 1999). Die Belastung der Kläranlage mit dem zusätzlichen und in der Regel eher unverschmutzten Abfluss ist für das Kanalnetz ohne Relevanz.

Systembelastung - Niederschlag

Der Niederschlag, mit dem das in SMUSI bzw. KOSIM aufgebaute System zur Berechnung der mittleren, jährlich entlasteten Wassermengen belastet wurde, ist die 30-jährige NiedSim-Niederschlagsreihe. Die genutzten Dateien wurden für den Ort Münzesheim erstellt, sie wurden als für das gesamte Testgebiet repräsentativ angesehen. Der mittlere Jahresniederschlag der 30-jährigen Regenreihe beträgt 811 mm. Dieser Wert liegt weniger als 3 % über dem mittleren Gebietsniederschlag der Jahre 1961 bis 2000 für das Einzugsgebiet, der vom DWD angegeben wird. Diese geringe Abweichung kann als Bestätigung der NiedSim-Daten angesehen werden.

Das Programm KOSIM kann die gelieferten Regendateien direkt lesen (Massendatenformat des DWD), für SMUSI mussten einige vorbereitenden Formatänderungen durchgeführt werden, was teils mit einer Programmierung im Tabellenkalkulationsprogramm geschah, teilweise manuell vorgenommen wurde.

Kalibrierung/Plausibilisierung

Da die befestigten Flächen einerseits der sensitivste Parameter sind, andererseits nur geschätzt werden können, sollte vor der Anwendung eines Simulationsmodells die Möglichkeit der Kalibrierung/Plausibilisierung genutzt werden. Aus finanziellen Gründen war es nicht möglich, Regenschreiber aufzustellen. Eine Plausibilisierung konnte trotzdem mittels der Entlastungsgrenzlinie vollzogen werden. Dabei wurde der im Folgenden beschriebene Weg beschritten:

Aus den für das Modell ermittelten Daten über befestigte Flächen, Speichervolumen und Drosselabfluss konnte die Entlastungsgrenzlinie für jedes Regenbauwerk im Netz der Stadt Kraichtal berechnet werden. Sie wurde in das entsprechende Diagramm eingetragen.

Die Höhe der Regenereignisse, die während der Messungen (s.u.) stattfanden, wurde aus den Aufzeichnungen der Niederschlagsmessstation des DWD in Gochsheim hergeleitet, die allerdings nur als Tagessumme vorliegen. Die zeitliche Auflösung wurde deshalb angelehnt an die hochaufgelösten Daten der Niederschlagsmessstation in Eppingen (ca. 10 km von Gochsheim) der LfU vorgenommen. In der Regel bereitete diese getrennte Auflösung keine Probleme. Kritisch müssen die eingeteilten Regenereignisse dann betrachtet werden, wenn entweder die Tagessumme der Niederschläge in Eppingen stark von der in Gochsheim abweicht oder wenn es an einem Tag mehrere relevante Regenereignisse gab, so dass die „Gochsheimer Tagessumme“ proportional zur Summe der Einzelereignisse in Eppingen unterteilt werden musste. Beide Fälle treten nicht häufig auf, zeigen jedoch die teilweise eingeschränkte Aussagekraft der Ergebnisse, die unter den gegebenen Umständen erarbeitet wurden (insb. Fehlen eines eigenen Regenmessers). Eine entsprechende Nutzung innerhalb des Programms SMUSI konnte deswegen auch nicht vollzogen werden. Das ermittelte Wertepaar von Dauer und Höhe der Regenereignisse wurde ebenfalls in die jeweiligen Diagramme der Entlastungsgrenzlinie eingetragen.

Aus den Messungen des Wasserstandes in den Regenüberlaufbecken bzw. dem Stauraumkanal, die im Gebiet in der Zeit vom 20.08.2002 bis zum 17.01.2003 mit Ultraschallsonden

durchgeführt wurden, konnte schließlich die Information entnommen werden, zu welchem Zeitpunkt es an diesem Bauwerk tatsächlich eine Entlastung gegeben hat. Den entsprechenden Ereignissen wurde im EGL-Diagramm ein anderes Symbol zugewiesen, im Idealfall sind es genau diejenigen, die sich oberhalb der Entlastungsgrenzlinie befinden.

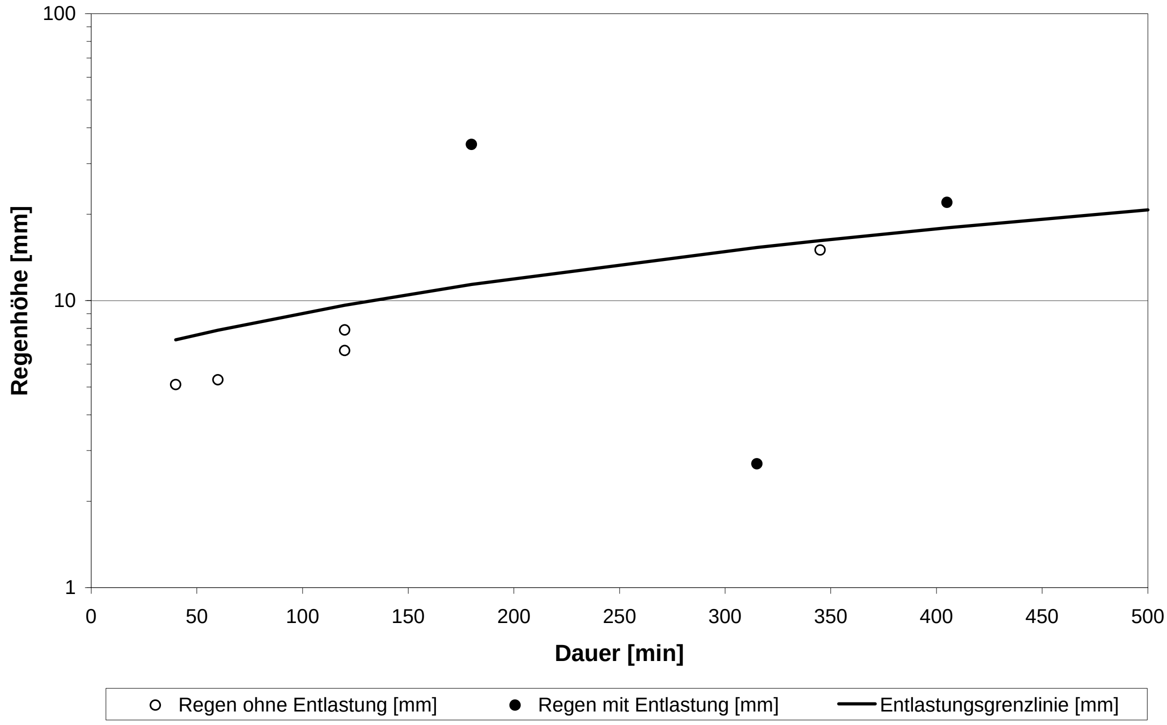


Abbildung 4-20: Zur Plausibilisierung des Kanalnetzmodells aufgestellte Entlastungsgrenzlinie des RÜB Menzingen.

Abbildung 4-20 zeigt das EGL-Diagramm für das RÜB Menzingen. Eingetragen sind nur diejenigen Niederschlagsereignisse, bei denen ein Einstau des Beckens vorlag. Das Ergebnis kann insgesamt als sehr gut bezeichnet werden. Die Ergebnisse der anderen Regenbauwerke sind mehrheitlich ebenso gut, alle geben zumindest keinen Anlass, die befestigten Flächen zu verändern.

Der Regen mit einer Dauer von 315 min und einer Höhe von 2,7 mm (Ereignis vom 26.09.2002) muss als Fehler hingenommen werden. Mit einer Veränderung von Drosselabfluss oder angeschlossener, befestigter Fläche könnte das Ergebnis nicht verbessert werden, ohne zugleich mehrere korrekt als nicht entlastend erkannte Ereignisse falsch einzuordnen. Angesichts der Unsicherheiten in der Bestimmung von Höhe und Dauer der realen Niederschlagsereignisse wundert es nicht, dass es solche Fehleinschätzungen gibt. Das gleiche Regenereignis führte im übrigen auch beim RÜB in Münzesheim zu einer Entlastung, während der aufgetragene Punkt im Diagramm weit unterhalb der Münzesheimer Entlastungsgrenzlinie liegt.

Nach der erfolgreichen Plausibilisierung wird dem Modell des Kanalnetzes der Stadt Kraichtal und den von ihm berechneten Entlastungswassermengen ein sehr großes Vertrauen entgegengebracht.

4.3.5 Entlastete Mischwassermengen

Mit den Programmen KOSIM und SMUSI wurden schließlich die beiden Kanalisationssysteme mit den gleichen 30-jährigen Niedsim-Regendaten durchgerechnet, es ergaben sich die in Tabelle 4-9 dargestellten Entlastungswassermengen bzw. Entlastungsraten.

Eine Übersicht über die Entlastungsraten je Entlastungsbauwerk gibt Abbildung 4-21, der große Unterschied zwischen den Entlastungsraten der Regenüberlaufbecken zeigt, dass alleine durch eine bessere Abstimmung der Drosselabflusse auf einander, also mit nur wenig Aufwand, eine Reduzierung der Entlastungswassermengen erreicht werden kann. Gleiche Verhältnisse wurden von GKW (2000) auch für das Kanalnetz des AZV „Oberer Kraichbach" festgestellt.

Die Überrechnung des Kanalisationsnetzes mit einem „Zentralbecken" als vereinfachte Berechnung, die im Sinne einer Nebenvariante untersucht wurde, kann die im vorhergehenden Abschnitt erwähnte, nicht vorhandene Abstimmung der Drosselabflüsse auf einander natürlich nicht wiederspiegeln. Die mit ihr berechneten Entlastungswassermengen weisen deshalb eine Differenz von fast 10 % zu den entsprechenden differenzierten Berechnungen auf, im Vergleich zu der Variante mit (grob) aufeinander abgestimmten Drosselabflüssen beträgt die Differenz weniger als 5 %.

Die in der Grobanalyse (HAHN et al., 2001) zugrunde gelegte Entlastungsrate betrug 29 % und war damit über 40 % kleiner als die nun detailliert ermittelte.

Tabelle 4-9: Von KOSIM (AZV „Oberer Kraichbach") bzw. SMUSI (Stadt Kraichtal) berechnete Entlastungswassermengen Q_{MK} [m³/a] der Kanalisationsnetze und die entsprechenden Jahresentlastungsraten [%]

Kanalnetz	Entlastungswassermenge Q_{MK} [m³/a]	Entlastungsrate [%]
AZV „Oberer Kraichbach"	1.325.009	53
Stadt Kraichtal	528.912	46
Summe/Durchschnitt	1.853.921	51

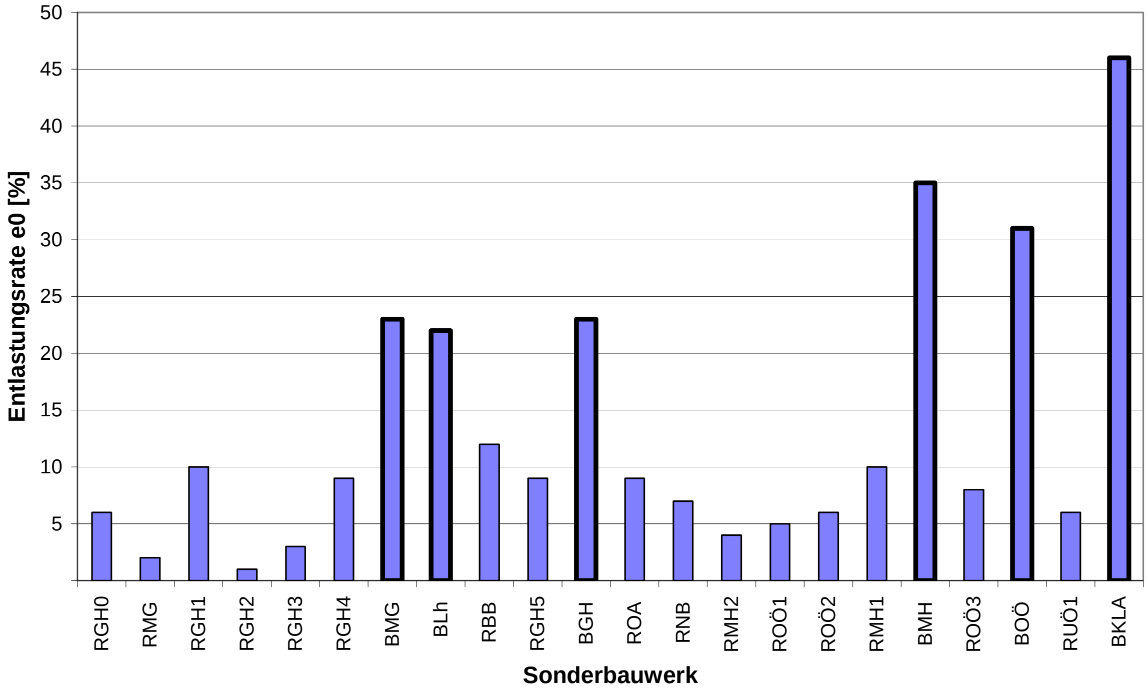


Abbildung 4-21: Entlastungsraten der Entlastungsbauwerke im Kraichtaler Kanalnetz (Regenüberlaufbecken/Stauraumkanäle [B**] mit fettem Rahmen, Regenüberläufe [R***] mit schmalem Rahmen).

4.3.6 Maßnahmen

Wie oben erwähnt, war das Potenzial zum Nachbilden von Maßnahmen zur Emissionsreduktion maßgebendes Kriterium in der Auswahl der Methode, die zur Abschätzung der entlasteten Mischwassermengen verwendet wurde. Beide Simulationsmodelle sind zum Berechnen aller wesentlichen Maßnahmen[23] vollumfänglich in der Lage.

Eine Veränderung des Drosselabflusses oder die Erweiterung des Speichervolumens von Regenüberlaufbecken können in SMUSI innerhalb von kürzester Zeit vollzogen werden. Ebenso einfach ist es, über eine Verkleinerung des Parameters „Fremdwasserspende“ die Wirkung von Maßnahmen zur Reduktion des Fremdwasseranfalls im Netz nachzuvollziehen.

Auch Brauchwassernutzung ist als Variante bereits von SMUSI fest vorgegeben. Maßnahmen zur Abflussvermeidung, Abkoppelung von befestigten Flächen (mit dem Ziel der Versickerung) oder oberflächigen Ableitung (als modifiziertes Mischsystem) können über reduzierte befestigte Flächen berücksichtigt werden. Da zur Abkoppelung bzw. oberflächigen Ableitung stets die eher weniger verschmutzten Flächen ausgewählt werden, ist nach der Durchführung dieser Maßnahmen mit einem zwar geringerem, aber höher verschmutzten Mischwasserabfluss zu rechnen. Dieser Effekt muss beim Wählen der Entlastungskonzentrationen berücksichtigt werden (siehe Kapitel 3 und 3 (Mischwasserkonzentrationen)).

Noch deutlicher wird dies, wenn die Nachschaltung von Bodenfiltern simuliert wird. Letztere können ebenfalls in SMUSI als Objekte definiert werden, auch hier wird jedoch empfohlen,

[23] Einzig bekannte Ausnahme stellt die Kanalnetzsteuerung dar.

die Ablaufkonzentrationen nicht vom Programm zu übernehmen, sondern entsprechend Kapitel 3 und 3 (Mischwasserkonzentrationen) zu wählen.

4.4 Weitere Emissionspfade

4.4.1 Kommunale Kläranlagen

Beschreibung der Kläranlagen

Nach den Ergebnissen aus der Grobbilanz (siehe Endbericht zum Vorprojekt, HAHN et al., 2001) sind die Kläranlagen für alle Stoffe einer der wesentlichen Eintragspfade in den Kraichbach. Für Phosphor, Cadmium und Quecksilber stellen sie danach sogar den bedeutensten Einzelpfad dar. Im Gebiet des oberen Kraichbachs liegen zwei Kläranlagen. Sie nutzen beide den Kraichbach selbst als Vorfluter und gehören nach Anhang 1 der Abwasserverordnung[24] der Größenklasse 4 an. Damit unterliegen sie Anforderungen von 18 mg N_{GES}/l bzw. 2 mg P/l, welche sie deutlich unterschreiten.

Die Kläranlage der Stadt Kraichtal in Unteröwisheim wurde bereits beim Bau 1978 mit einer Denitrifikationsstufe sowie einer Phosphorelimination ausgestattet. Seit dem waren lediglich kleinere Ausbauten notwendig: 1986 wurden drei Schlamm-Stapelbehälter (Nacheindicker) installiert und 1993 eine Fällmittel-Zugabestation eingerichtet. Die Anlage ist auf 32.500 EW ausgebaut und behandelt derzeit das Abwasser von rd. 15.000 Einwohnern. Sie entsorgt damit - fast ausschließlich im Mischsystem - das Abwasser aller neun Ortsteile der Stadt Kraichtal. Weitere Orte sind nicht angeschlossen.

Auch das Kanalsystem der Kläranlage Flehingen (Abwasserzweckverband „Oberer Kraichbach“) ist zum überwiegenden Teil als Mischsystem ausgebildet. Sie wurde 1978 als mechanisch-biologische Kläranlage fertiggestellt. Die Kläranlage konnte die Grenzwerte der neuen Abwasserverordnung nicht erfüllen und wurde deswegen in den Jahren 1995 bis 1998 aufwendig erweitert, dabei wurden u.a. eine Fällmitteldosieranlage sowie Nitrifikations- und Nachklärbecken neu gebaut. Auf inzwischen 30.000 EW ausgelegt behandelt sie derzeit das Abwasser von rd. 21.000 Einwohnern. Diese wohnen in den Gemeinden Oberderdingen (mit den Ortschaften Oberderdingen und Flehingen), Zaisenhausen, Kürnbach, Sulzfeld, im Ortsteil Bauerbach der Stadt Bretten (alle Kreis Karlsruhe) sowie in der Ortschaft Sternenfels der gleichnamigen Gemeinde im Enzkreis.

Alle im Testgebiet liegenden Ortschaften sind somit an eine ebenfalls im Testgebiet liegende Kläranlage angeschlossen.

Ansätze zur Frachtschätzung

Verschiedene Methoden zur Schätzung von Kläranlagenablauffrachten werden in der Literatur erwähnt, dabei kann generell eine Schätzung der Zulauffrachten und des Eliminationsgrades erfolgen, oder eine direkte Schätzung der Ablauffrachten. Die jeweilige Fracht wiederum ist berechenbar aus spezifischen Frachten (im Zu- oder Ablauf) und Angaben zu den angeschlossenen Verursacherbereichen (Einwohner, Industrie) oder aus dem Produkt von jeweils geschätzten bzw. gemessenen Wassermengen und Konzentrationen.

BÖSINGER (2000) verglich verschiedene Methoden zur Frachtschätzung anhand eines Datensatzes aus der Eigenkontrolle von 15 kommunalen Kläranlagen aus den Jahren 1994 und

[24] Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer vom 20. September 2001 (BGBl. I S. 2440)

1995. Die Kläranlagen entstammten den Größenklassen 2 bis 4, ihre Reinigungsverfahren reichten von einem einfachen Belebungsverfahren bis zur Belebung mit nachgeschaltetem Tropfkörper und gezielter Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphorelimination. Bösingers Untersuchungen zeigen, dass eine einigermaßen zuverlässige Schätzung der Ablauffrachten nur über eine direkte Berechnung der Ablauffrachten aus gemessener Wassermenge und gemessenen Konzentrationen möglich ist. Da behandelte Wassermenge und Ablaufkonzentrationen - zumindest für die Nährstoffe - im Rahmen der Eigenkontrolle erhoben werden, stellt die Beschaffung dieser Daten auch kein Problem dar: Sie können entweder beim Anlagenbetreiber selbst oder bei der entsprechenden Aufsichtsbehörde[25] erfragt werden. Im Rahmen von Grobabschätzungen oder bei Untersuchungen in größeren Einzugsgebieten mit mehreren Kläranlagen bietet sich auch die Möglichkeit, die auf Gemeindeebene aggregierte, auf kommunalen Kläranlagen behandelte Wassermenge dem Landesinformationssystem des Statistischen Landesamtes zu entnehmen. Diese Daten werden allerdings nicht jedes Jahr erhoben.

Abbildung 4-22 zeigt die behandelten Abwassermengen verschiedener Jahre von den beiden Kläranlagen, die sich im Testgebiet befinden. Die Kurven verlaufen gleichsinnig, aber nicht parallel, was zeigt, dass sich unterschiedlich „trockene“ und „nasse“ Jahre verschieden stark auf die Zulaufwassermengen der Kläranlagen auswirken. Das extreme Minimum der Kläranlage Flehingen von 1998 ist auf Fehlmessungen zufolge der Umbauarbeiten zurück zu führen.

Die Formel, mit der die Emissionen der Kläranlagen abgeschätzt wurden, lautete entsprechend obiger Beschreibung (Gleichung 4-18):

$$EKA = \frac{1}{1.000.000} \cdot Q_{KA} \cdot C_{KA} \qquad \text{(Gleichung 4-18)}$$

mit: EKA = über Kläranlagen emittierte Fracht [t/a] bzw. [kg/a]

Q_{KA} = behandelte Jahresabwassermenge [m³/a]

C_{KA} = stoffspezifische Ablaufkonzentration [mg/l] bzw. [µg/l]

[25] In Baden-Württemberg ist dafür in erster Instanz die untere Wasserbehörde zuständig, im konkreten Fall des oberen Kraichbaches also das Landratsamt Karlsruhe (Umweltamt).



	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
KA Flehingen	2.590.215	2.796.105	3.548.358	1.100.375	3.477.148	3.554.373	4.256.988	4.792.435
KA Unteröwisheim	2.968.700	2.747.800	2.824.000	2.303.800	2.794.200	2.894.100	3.100.700	3.207.600

Jahr

Abbildung 4-22: Behandelte Abwassermengen (Q_{KA}) der Kläranlagen Kraichtal und Flehingen im Verlauf der Jahre 1996 bis 2002 [m³/a]

Maßnahmen

Ausgehend von Gleichung 8 kann eine Reduzierung der Emissionen aus Kläranlagen über eine Senkung der behandelten Abwassermenge und über eine Minderung der Ablaufkonzentrationen erreicht werden.

Ersteres kann über eine Abkoppelung von Außengebieten oder Minderung des Fremdwassereintritts in die Kanalsysteme zuwege gebracht werden. Für beides besteht Potenzial im Testgebiet: Nach einer Aufstellung von SHAO (2002) sind ca. 550 ha Außengebiet alleine ans Kraichtaler Kanalnetz angeschlossen, der Fremdwasserzuschlag (berechnet nach der Methode des gleitenden Mittels[26]) beträgt 250 %. Simulationsergebnissen von DECKER (1998) zufolge steigen die Ablaufkonzentrationen (von anorganischem Stickstoff und CSB) zwar mit sinkenden Fremdwasserzuflüssen, dies ist jedoch rein auf die abnehmende Verdünnung zurückzuführen. Die Reinigungsleistung selbst steigt hingegen, so dass von einer insgesamt geringeren Emission ausgegangen werden kann. Für Phosphor erwartet DECKER (1998) – da die Kläranlagen in der Regel gezielt auf einen bestimmten Konzentrationswert im Abfluss betrieben werden – eine gleichbleibende Ablaufkonzentration, also 1:1 mit der Zulaufwassermenge sinkende Emissionen. Wie zu erwarten sind nach ihm auch abnehmende Gesamtjahreskosten bei fallenden Fremdwasserzuflüssen zu erwarten.

Eine Minderung der Ablaufkonzentrationen kann an zwei Punkten angreifen: An der Ursache, im Sinne einer Reduktion der den Kläranlagen zufließenden Konzentrationen, und auf der Kläranlage selbst, in Form einer Verbesserung der Reinigungsleistung.

Die Aufnahme von häuslichem Schmutzwasser - und damit auch den darin enthaltenen Schmutzstoffen - ist der ausgewiesene Zweck von Kläranlagen. Zur Verminderung der ge-

---

[26] Die Angabe ist damit nicht vergleichbar mit den Angaben der Kläranlagenbetreiber, die im Rahmen der Erklärung zur Abwasserabgabe gemacht werden müssen.

samten Emissionen in die Gewässer kann es bezüglich der Nährstoffe sogar sinnvoll sein, höhere Zulauffrachten in Kauf zu nehmen - wenn dadurch z.B. Anlagen dezentraler Abwasserentsorgung stillgelegt werden (Anschluss der Anliegen, die über Mehrkammergruben entwässern, an das zentrale Kanalnetz). Bei Neuerschließungen/Neubau könnte es auch sinnvoll sein, auf neue/nachhaltige Sanitärkonzepte zurückzugreifen, um somit Teilströme auszuschleusen. Ein Umbau bestehender Systeme ist keine Handlungsoption.

Die der Kläranlage zugeleiteten Schwermetalle stammen größtenteils aus dem Trinkwasser[27], dem Dachablaufwasser, dem Verkehr und aus Reinigungswässern von Haushalten. Nur zu 10 bis 20 % (bezüglich Kupfer, Blei und Zink) stammen sie aus Ausscheidungen und Speiseresten (HILLENBRAND et al., 2003) und sind damit mehr oder weniger nicht beeinflussbar. Obwohl jedoch Maßnahmen zur Reduzierung der Hauptquellen nötig und wirksam sind (z.B. Einführung von unverbleitem Benzin 1986), ist der Ansatzpunkt für diese nicht auf der hier betrachteten Ebene zu suchen.

Der Ausbau von Kläranlagen hin zur weitergehenden Reinigung von Nährstoffen ist die klassische Maßnahme des Gewässerschutzes. Diese Option wurde in der Vergangenheit häufig umgesetzt, was einerseits zu Erfolgen im Gewässerschutz führte, andererseits unter Berücksichtigung von Kosten-Wirksamkeits-Aspekten heutzutage nur selten Spielraum für weitere Maßnahmen lässt. Diese Aussage trifft auf weite Teile Deutschlands zu[28], so auch für das Untersuchungsgebiet. Für Schwermetalle gibt es keine spezifischen Klärverfahren, Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen dieser Stoffgruppe über den Kläranlagenablauf können nur indirekt, auf der „Zulaufseite“ erhoben werden.

Industrielle Direkteinleiter

Nach Aussagen der zuständigen Behörden gibt es im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs keine industriellen Direkteinleiter (Anfrage bei Gemeindeverwaltung Sternental bzw. Umweltamt/Landratsamt Karlsruhe). Aus diesem Grund fand eine nähere Befassung mit dem Thema der Frachtschätzung für industrielle Direkteinleiter nicht statt.

Eine umfassende Übersicht zu diesem Thema geben BÖHM et al. (2001), auf die an dieser Stelle verwiesen sei.

4.4.2 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche

Die Deposition untergliedert sich in eine nasse und trockene. Bei der nassen Deposition erfolgt der Stoffeintrag über Regen, Schnee, Nebel oder Tau, bei der trockenen durch Partikel oder Gase. Nährstoffe werden überwiegend in Form der nassen Deposition eingetragen, Schwermetalle in Abhängigkeit von der Partikelgröße sowohl durch nasse als auch trockene Deposition.

Berechnungsansatz

Die Abschätzung der durch atmosphärische Deposition bedingten Emission auf die Gewässer erfolgte auf Basis der Fracht pro Fläche und der Gewässeroberfläche. Die Stoffemissionen aus atmosphärischer Deposition auf alle anderen Oberflächen werden bei

[27] i.w. aus Zuleitungen, Armaturen und metallischen Hausinstallationen

[28] Ausnahmen: Die Nachrüstung kleinerer Kläranlagen und der Anschluss des mitunter großen Teils der Bevölkerung in ländlichen Gebieten, der an keine geordnete Abwasserentsorgung angeschlossen ist.

der Beschreibung der entsprechenden Eintragspfade, abgehandelt (Mischkanalisationsüberläufe, Abschwemmung von unbefestigten Flächen).

$$EAD = \frac{A_{GEW} \cdot f_{AD}}{1.000}$$ Gleichung 4-19

EAD = *Emission durch atmosphärische Deposition [t/a oder kg/a]*
A_{GEW} = *Fläche der Oberflächengewässer [ha]*
f_{AD} = *Depositionsfracht des Stoffes [kg/(ha·a) oder g/(ha·a)]*

Gewässeroberfläche

Die Gewässeroberfläche wurde bestimmt, indem zunächst die Länge der im Untersuchungsgebiet fließenden Gewässer - des Kraichbachs und seiner Nebengewässer - in ArcView mit Hilfe des digitalisierten Gewässernetzes ermittelt wurde. Die Breite wurde beim Kraichbach mit 1,5 m, bei den Nebengewässern mit 0,6 m abgeschätzt (Tabelle 4-10), das Produkt beider Werte ergibt die Gewässeroberfläche. Sollten in anderen Gebieten auch stehende Gewässer einen nennenswerten Anteil an der gesamten Landnutzung haben, so kann deren Oberfläche z.B. über eine Auswertung des klassifizierten Satellitenbildes ermittelt werden.

Tabelle 4-10: Länge, Breite und berechnete Gewässeroberfläche des Kraichbachs und seiner Nebengewässer

	Länge [m]	Breite [m]	Fläche [ha]
Kraichbach	26.344	1,5	3,95
Nebengewässer	182.899	0,6	10,97
Gesamt	209.243		14,93

4.4.3 Hofabläufe

Hofabläufe entwässern versiegelte Flächen von landwirtschaftlichen Gehöften, die außerhalb geschlossener Ortschaften liegen und nicht an ein Kanalnetz angeschlossen sind. Die in diesem Pfad z.B. von der IKSR (1999) mit betrachteten Emissionen durch Abdrift finden keine Berücksichtigung.

Berechnungsansatz Nährstoffe

Die Abschätzung der Nährstofffrachten aus Hofabläufen erfolgte anhand von Konzentrationsmessungen von Hofabläufen aus der Literatur und der Abflussmenge des von den Hofflächen abfließenden Niederschlagswassers. Innerhalb der Hofflächen wurden dabei nach BEUDERT (1997) drei Areale unterschiedlicher Nutzung mit unterschiedlicher Stoffkonzentrationen im Abfluss definiert:

- verschmutzte Hofflächen: Bereiche, die verstärkt zum Ab- und Umfüllen der Dünger genutzt werden,
- gering verschmutzte Hoffläche: alle anderen Bereiche,
- Dachflächen: auf Dachflächen findet kein stofflicher Eintrag aus dem Bewirtschaftungsbetrieb statt, es wurde vereinfachend nur vom Eintrag über die atmosphärische Deposition ausgegangen.

Dadurch, dass viehhaltenden und viehlosen Betrieben eine unterschiedliche Verteilung der Hofflächentypen und unterschiedliche Nährstoffkonzentrationen im Hofablauf zugewiesen

werden, können mit dieser Methode auch die deutlich differierenden Emissionen dieser Betriebstypen abgebildet werden.

Neben der Niederschlagsmenge, die über Hof- und Dachflächen fließen, fallen bei der Arbeit auf dem Hof zusätzliche Mengen Abwasser beim Reinigen von Maschinen und Geräten an, diese Stofffrachten werden als feste Stoffmenge je landwirtschaftliches Anwesen addiert. Die genannten Parameter werden für die Nährstoffe in der folgenden Gleichung zusammengestellt:

$$EHO_{N,P} = \frac{N \cdot \psi \cdot \left(A_{HO,v} \cdot C_{HO,v} + A_{HO,gv} \cdot C_{HO,gv} + A_{DACH} \cdot C_{AD}\right)}{1.000.000} + EHR_{N,P}$$

Gleichung 4-20

$EHO_{N,P}$ = Nährstoffemissionen aus Hofabläufen [t/a]
N = Jahresniederschlag [mm/a]
Ψ = Abflussbeiwert
$A_{HO,v}$ = Fläche der verschmutzten Hofareale [m²]
$C_{HO,v}$ = Nährstoffkonzentration des Abflusses von verschmutzten Hoffarealen [mg/l]
$A_{HO,gv}$ = Fläche der gering verschmutzten Hofareale [m²]
$C_{HO,gv}$ = Nährstoffkonzentration des Abflusses von gering verschmutzten Hoffarealen [mg/l]
A_{DACH} = Dachfläche [m²]
C_{AD} = Konzentration der atmosphärischen Deposition [mg/l]
$A_{HO,EZG}$ = Hofflächen aller Betriebe im Einzugsgebiet [m²]
$EHR_{N,P}$ = Nährstoffemissionen durch Reinigung von Geräten auf allen Höfen [t/a]

Als Jahresniederschlag wurde das arithmetische Mittel der von der LfU für das Projektgebiet angegebenen Gebietsniederschläge der Jahre 1961 bis 2000 genutzt, der Wert beträgt 790 mm. Der Abflussbeiwert wurde wie für alle Straßen und die versiegelten Wege entsprechend dem Arbeitsblatt ATV-A 128 (ATV, 1992) mit 0,70 beziffert.

Die Nährstofffrachten, die beim Reinigen der Maschinen und Geräte auf dem Hof anfallen, wurden wir folgt berechnet:

$$EHR_{N,P} = Z_B \cdot e_B$$

Gleichung 4-21

$EHR_{N,P}$ = Nährstoffemissionen durch Reinigung von Geräten auf Höfen [t/a]
Z_B = Anzahl der Betriebe im Einzugsgebiet
e_B = betriebsspezifische Nährstofffrachten [t/a]

Der Vorteil gegenüber anderen Modellen, die die Emissionen über einen prozentualen Anteil von den verwendeten Düngemitteln berechnen, ist die Lokalisierung der Eintragsquellen, eine genaue Einschätzung der relevanten Höfe und die Einbeziehung der Bewirtschaftungsweise (Veredlung, Marktfrucht).

Berechnungsansatz Schwermetalle

Die Abschätzung der Schwermetallemissionen über Hofabläufe basierte auf den berechneten Stickstoffemissionen. Auf Basis der Stickstoffemissionen und dem durchschnittlichen Stickstoffanteil in Düngemitteln wurde zunächst die Düngermenge berechnet, die über Hofabläufe abgespült wird. Dieser Düngermenge wiederum wurde ein durchschnittlicher Schwermetallgehalt zugewiesen, über den dann die Menge der Schwermetallemissionen aus Hofabläufen berechnet wurde.

Die Berechnung nach der folgenden Gleichung wurde für Mineral- und Wirtschaftsdünger getrennt durchgeführt. Dabei wurde von der Annahme ausgegangen, dass von

viehhaltenden Betrieben überwiegend Wirtschaftsdünger, von viehlosen nur Mineraldünger ausgetragen wird.

$$\text{EHO}_{\text{SM}} = \frac{EHO_N \cdot G_{MD,SM}}{G_{MD,N}} + \frac{EHO_N \cdot G_{OD,SM}}{G_{OD,N}} \qquad \text{Gleichung 4-22}$$

EHO_{SM} = Schwermetallemissionen über Hofflächen [kg/a]
EHO_N = Stickstoffemissionen über Hofflächen [kg/a]
$G_{MD,SM}$ = durchschnittlicher Schwermetallgehalt im Mineraldünger [mg/kg oder mg/kg TS]
$G_{MD,N}$ = durchschnittlicher Stickstoffgehalt im Mineraldünger [mg/kg oder mg/kg TS]
$G_{OD,SM}$ = durchschnittlicher Schwermetallgehalt im Wirtschaftsdünger [mg/kg oder mg/kg TS]
$G_{OD,N}$ = durchschnittlicher Stickstoffgehalt im Wirtschaftsdünger [mg/kg oder mg/kg TS]

Hofflächen

Zur Ermittlung der Hofflächen, die in offene Gewässer oder Gräben entwässern, wurde eine Analyse in ArcView durchgeführt. Als Grundlage diente ein Objekt aus den ATKIS-Daten, das alle siedlungsgeprägten Objekte zusammenfasst, und damit auch die außerhalb der geschlossenen Ortschaften vorhandenen, versiegelten Flächen einschließt. Um die Anwesen herauszufiltern, die nicht an einen Kanal angeschlossen sind, wurden die ATKIS-Daten mit den Kanalplänen verschnitten, die innerhalb dieses Projektes digitalisiert wurden. Bei den überstehenden Flächen wurde einzeln überprüft, ob es sich um einen Hof handelt und ob sich ein Gewässer in der Nähe befindet. In Einzelfällen war eine Begehung nötig, um sich abzusichern, ob ein Kanal vorhanden ist oder nicht. Die ermittelten Anwesen ohne Anschluss an ein Kanalnetz wurden verglichen mit den von HARTENSTEIN (1999) über dezentrale Abwasserentsorgung gesammelten Daten der Gemeinden des Einzugsgebietes. Beide Arbeiten kommen auf Gemeindeebene zu derselben Größenordnung an dezentral entwässernden Anwesen. Eine Ermittlung dieser Daten ist also ohne explizite Studie mit zusätzlichen Datensätzen, allein als Analyse in einem geographischen Informationssystem möglich. Die Fläche und Anzahl der Höfe lässt sich über ArcView berechnen bzw. ausgeben.

BEUDERT (1997) führte Untersuchungen zu Stoffausträgen von befestigten Flächen am Weiherbach, einem Teileinzugsgebiet des Kraichbachs, durch und berechnete u.a. die Stoffausträge über Hofabläufe von unterschiedlichen Betriebsarealen und Betriebstypen. Wie in Tabelle 4-11 zu sehen ist, haben Dachflächen einen durchschnittlichen Anteil von 52 % an der gesamten Betriebsfläche, die Flächen der verschmutzten bzw. gering verschmutzten Areale wurden von BEUDERT (1997) bei Marktfrucht- und Viehhaltungsbetrieben unterschiedlich groß bestimmt. Da diese Untersuchung aus einem Teileinzugsgebiet des Kraichbachs stammt, das dem übrigen Einzugsgebiet in Bezug auf die landwirtschaftliche Struktur entspricht, wurde die Verteilung auf das gesamte Einzugsgebiet des Kraichbachs übertragen.

Tabelle 4-11: Anteile der Betriebsflächen bei Marktfrucht- und Viehhaltungsbetrieben

	Anteile [%]		
	gesamt	Marktfrucht	Viehhaltung
Hoffflächen	48		
verschmutzt		1,4	10
gering verschmutzt		46,6	38
Dachflächen	52		

Um die Verteilung von Marktfrucht- und Viehhaltungsbetrieben im Testgebiet zu ermitteln, wurden die Daten des Statistischen Landesamt (SLA, 1999) auf Gemeindeebene hinzugezogen (siehe Tabelle 4-12).

Tabelle 4-12: Fläche und Anzahl der Betriebe (Z_B) , die nicht an ein Kanalnetz angeschlossenen sind und prozentuale Verteilung der Marktfrucht- und Viehhaltungsbetrieben in den Gemeinden des Einzugsgebietes (SLA, 1999)

Gemeinden	Betriebe			
	Fläche [m²]	Anzahl	Marktfrucht [%]	Viehhaltung[%]
Bretten	13.886	6	67	33
Bruchsal	32.574	4	46	54
Kraichtal	96.426	29	50	50
Kuernbach	67.218	19	31	69
Oberderdingen	121.308	30	57	43
Sternenfels	5.728	1	28	72
Sulzfeld	29.910	11	35	65
Ubstadt-Weiher	16.508	2	32	38
Zaisenhausen	20.816	4	70	30

Maßnahmen

Die wichtigste Maßnahme bei Hofabläufen ist die Vermeidung der direkten Einleitung besonders in kleine Gewässer, an denen mehrere Höfe liegen. Durch die Neuordnung der Abwasserentsorgung in ländlichen Gebieten dürfte dies in den nächsten Jahren auch zunehmend umgesetzt werden. Für die ländlichen Gebieten, zu denen auch das Einzugsgebiet des Kraichbachs zählt, wird per Verwaltungsvorschrift eine vollbiologische Reinigungsanlage „vorgeschrieben“ (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR, 1997), die auch die Abläufe der stark verschmutzten Hofflächen aufnehmen sollte. Bei der Umsetzung dieser Neuordnung sollte sich die Priorisierung der Maßnahmen an Immissionskriterien orientieren.

4.4.4 Abschwemmung von unbefestigten Flächen

Zur Abschwemmung von unbefestigten Flächen wurden die mit dem Oberflächenabfluss abtransportierten gelösten Stoffe gezählt. Es wird zwischen Oberflächenabfluss aufgrund von Infiltrations- oder Sättigungsüberschuss unterschieden. Zum Infiltrationsüberschuss kommt es überwiegend im Sommer wenn die Bodenfeuchte gering ist, ein Starkregen kann dann die Infiltrationsrate übersteigen und zur Verschlämmung der Oberfläche führen. Je nach dem wann, in welcher Form, wie viel gedüngt wurde, kann es dabei zu erheblichen Abschwemmungen kommen. Im Winter hingegen kann bei niedriger Evapotranspirationsrate und Wassersättigung der Böden zusätzliches Wasser nicht mehr versickern und läuft oberflächlich ab, es herrscht ein Sättigungsüberschuss.

Der Oberflächenabfluss wird neben der Geländeneigung vom vorhandenem Bewuchs bestimmt, so geht von bewaldeten Flächen auch in Steillagen ein geringeres Abschwemmungsrisiko aus (EISELE, 2003). Abschwemmungsgefährdete Flächen sind überwiegend landwirtschaftliche Nutzflächen, die ein Teil des Jahres brach liegen oder frisch bestellt sind. Das Abschwemmrisiko auf landwirtschaftlichen Flächen hängt auch von der

Korngrößenzusammensetzung ab und kann nach seiner Durchlässigkeit, der Speicherkapazität und dem Verdichtungsgrad beurteilt werden. Auf der anderen Seite spielt die Nutzungsintensität des Bodens eine große Rolle, bei stark gedüngten Flächen ist das Risiko der stofflichen Abschwemmung höher als bei extensiv genutzten Flächen.

Berechnungsansatz

Die flächengenaue Berechnung der Stofffracht aus dem Oberflächenabfluss erfolgte nach Behrendt (1999) über die Multiplikation der Wassermengen mit den der Landnutzung entsprechenden Stoffkonzentrationen des oberflächlich abfließenden Niederschlags und wurde wie folgt berechnet:

$$EOA = \frac{q_{DIR} \cdot A_{AC} \cdot C_{OA,AC} + q_{DIR} \cdot A_{BR} \cdot C_{OA,BR}}{1.000.000.000} \qquad \text{Gleichung 4-23}$$

EOA = *Emissionen über Abschwemmungen [t/a] bzw. [kg/a]*
q_{DIR} = *Direktabfluss [l/(ha ·a)]*
A_{AC} = *Fläche des Ackerlandes [m²]*
$C_{OA,AC}$ = *Konzentration des Direktabflusses von Ackerflächen [mg/l oder µg/l]*
A_{BR} = *Fläche des Brachlandes [m²]*
$C_{OA,BR}$ = *Konzentration des Direktabflusses von Brachflächen [mg/l oder µg/l]*

Wasserflüsse

Die Auswertungen der Abflussanteile die LARSIM ausgibt sind in Tabelle 4-13 aufgeführt, der Anteil des Oberflächenabflusses liegt bei 22 %. MONERIS (Behrendt, 1999) nimmt einen Oberflächenabfluss an, der 5 % höher bei 27 % liegt und über einen spezifischen Anteil am jährlichen Gesamtabfluss berechnet wird. Er leitet sich aus dem jährlichen Sommer- und Winterniederschlag ab und ist abhängig vom Anteil der offenen Flächen.

Tabelle 4-13: Mittelwerte der prozentualen Abflussanteile von Ackerflächen im Kraichbacheinzugsgebiet aus LARSIM, MONERIS (Behrendt, 1999) und Eisele (2003)

	Direktabfluss [%]	Interflow [%]	Sickerwasser [%]
LARSIM	22	13	64
MONERIS	27	11	62
Eisele (2003)	2	98	

Die von Eisele (2003) berechneten Wasserbilanz für das Kraichbacheinzugsgebiet auf Basis flächenhaft verfügbarer Daten liegt mit einem Anteil von 2 % des Direktabflusses am Gesamtabfluss deutlich unter den Werten der beiden anderen Modelle. Das Vorgehen von Eisele (2003) beruht auf einer Abwandlung der empirischen Gleichung vom DVWK (1989). Aufgrund von Untersuchungen, die belegen, dass an bewaldeten Steilhängen im Schwarzwald selbst bei extremen Abflussereignissen kein Oberflächenabfluss stattfand, wurde dieser Anteil in der Gleichung vom DVWK (1989) als zu hoch eingeschätzt und entsprechend abgewandelt. Die Regionalisierung erfolgte unter Anwendung der „Curve-Number-Methode“, in die Landnutzungsfaktoren und, als bodenkundliche Werte, *kf*-Werte eingehen.

Auch in LARSIM ist eine Ausgabe der Direktabflüsse entsprechend der Landnutzung möglich. Die Auswertung der Direktabflüsse wurde unterteilt in Sommer- und Winterhalbjahr vorgenommen (siehe Tabelle 4-14).

Tabelle 4-14: Jahreszeitliche Mittelwerte des Direktabflusses der einzelnen Landnutzungen aus LARSIM

Landnutzung	Direktabfluss (1.5.-31.10.) Sommerhalbjahr [mm]	Direktabfluss (1.11.-30.4.) Winterhalbjahr [mm]
Ackerflächen	9,2	34
Weinbau	9,6	30
Intensivobst	8,6	26
Bracheflächen	8,2	28
Unvers.,unbew.Flächen	15	33
Grünland	10	29
Locker baumbest.Bereiche	6,2	25
Nadelwald	4,4	11
Laubwald	5,3	28
Sonst.Waldflächen	4,9	21

Es zeichnet sich ein deutlicher jahreszeitlicher Abflussgang ab: Etwa ¾ des gesamten jährlichen Oberflächenabflusses fließen im Winterhalbjahr ab. Eine geringe Evapotranspirationsrate und ein dadurch mit Wasser gesättigter Boden führen zu einem Sättigungsüberschuss. Der Anteil des Direktabflusses auf Waldflächen liegt mit 11 – 28 % sehr hoch und ist nach EISELE (2003) eher unrealistisch. Dies zeigt, dass LARSIM den Oberflächenabfluss tendenziell etwas zu hoch abschätzt.

Die nachfolgende Abbildung 4-23 zeigt die Menge des gesamten Direktabflusses aus LARSIM im Einzugsgebiet des Kraichbachs flächenhaft dargestellt.

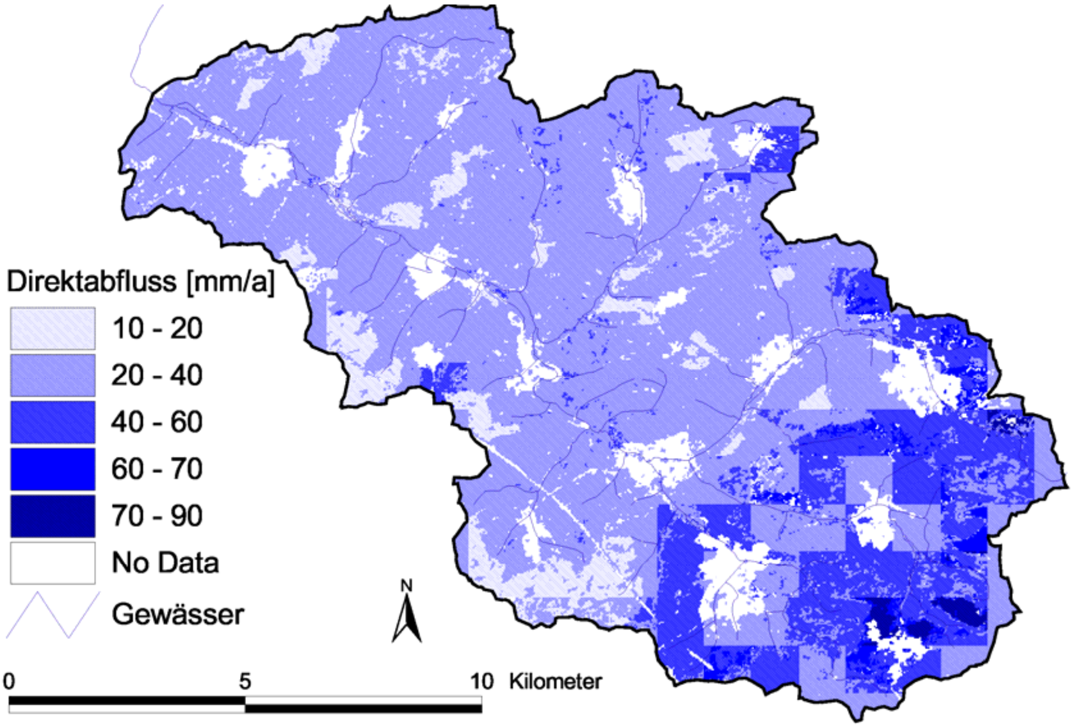


Abbildung 4-23: Die Höhe des Direktabflusses [mm/a] berechnet durch LARSIM im Einzugsgebiet des Kraichbaches.

In weiten Teilen des Untersuchungsgebiet ergeben Berechungen mit LARSIM einen Direktabflussanteil von 30 – 50 mm im Jahr.

Im Weiherbach wurden Messungen und Beregnungsversuche durchgeführt, um den Anteil des Oberflächenabflusses zu ermitteln. BEUDERT (1997) speiste die Daten in ein Simulationsmodell ein. Er berechnete für die Jahr 1990-1994 Direktabflüsse zwischen 2 – 10 % (Mittelwert = 4,5 %) bei einer Oberflächenversiegelung von 2 %. Im trockenen Jahr 1990 betrug der Oberflächenabfluss nur 2 %, im nassen Jahr 1994 hingegen 10 %.

Der Vergleich der Oberflächenabflüsse aus LARSIM mit den simulierten Daten in einem kleinen Teileinzugsgebiet des Kraichbachs zeigt, dass LARSIM den Anteil überschätzt, EISELE (2003) hingegen ihn unterschätzt. In diesem Vorhaben wird trotzdem auf die Daten aus LARSIM zurückgegriffen, da die Daten kleinräumig und in Abhängigkeit der Landnutzung vorliegen und die relativen, räumlichen Unterschiede aufzeigen können. Hydrologische Fragestellungen sind nicht Inhalt dieses Projektes, Erfahrungen allerdings die sich mit LARSIM in der Anwendung ergeben, werden an die Entwickler weitergegeben.

Maßnahmen

Landwirtschaftliche Flächen tragen unterschiedliche Abschwemmrisiken. Entsprechend der Ursachen und der Einflussfaktoren können diese Risiken unterteilt werden in

- standortbedingte Ursache: Hangneigung, Durchlässigkeit des Bodenkörpers, Verdichtungsgrad, Speicherkapazität des Bodenkörpers
- bewirtschaftungsbedingte Ursache: Vegetationsbedingtes Wasserrückhalte-vermögen, Nutzungsintensität
- austrags- und ereignisbedingte Ursache: Niederschlagsereignis, Düngung, Bodenzustand.

Durch die Einflussgrößen, die diese unterschiedlichen Risiken charakterisieren, können Aussagen für die Praxis abgeleitet werden (BRAUN, 2001).

Die Abschwemmungsverluste des Standortes werden über Hangneigung, Speicherkapazität des Bodens und Lage zum Gewässer abgeschätzt. Zusammen mit der ereignisbedingten Gefahr, die das zeitliche Zusammentreffen von Niederschlagsereignis, frisch bearbeiteten Boden und Düngung beschreibt, handelt es sich um nicht beeinflussbare Faktoren. Die einzige Möglichkeit auf die Abschwemmung Einfluss zu nehmen erfolgt über die Bewirtschaftung. Besonders durch die pflanzenbauliche Nutzung und die Bodennutzung kann der Direktabfluss als zentrale Größe stark verringert werden.

Den Einfluss von Standort und Bewirtschaftungsfaktoren auf den sommerlichen Oberflächenabfluss konnte im „Projekt Schwaigern“ nachgewiesen werden (LAMBERT, 2002). Durch die pfluglose Bodenbewirtschaftung konnte der Abfluss unter einigen zwingenden Bedingungen (keine Krumenbasisverdichtung, hoher Regenwurmbesatz, Stroh von Vorfrucht und Zwischenfrucht) und der vorgenommenen Direktsaat in hohem Maße reduziert werden. Bei Kartoffeln konnte der Oberflächenabfluss durch Querbewirtschaftung und zusätzlichen Querdämmen sogar gänzlich unterbunden werden.

Darüber hinaus haben diese Maßnahmen auch Auswirkungen auf den winterlichen Abfluss, der vollständig vom Boden aufgenommen werden kann, auf den Bodenabtrag, der ebenfalls deutlich zurückgeht und es konnte durch die verdichtungsarme Bewirtschaftungsweise der herbstliche Nmin-Rest reduziert werden.

4.4.5 Dränagen

In der Landwirtschaft werden Dränagesysteme zur Entwässerung genutzt, um Flächen an vernässten Standorten trockenzulegen und bewirtschaftbar zu machen. Als Systeme dienen Ton- oder Kunststoffrohre die einen Durchmesser von 6-15 cm haben und in 10-15 m Entfernung voneinander ca. 90 cm tief in Schotter verlegt werden. Die Auslässe führen in anliegende Gräben, die in das nächste Gewässer münden oder direkt ins Gewässer. Staunässe tritt in Gewässernähe im Bereich der Aue oder oberhalb undurchlässiger Bodenschichten bei geringer Geländeneigung auf. Abgeführt wird das Stauwasser innerhalb des durchwurzelten Bereichs. Die sonst staunassen Flächen werden belüftet, Sickerwasser wird schneller abgeführt, gelangt auf kurzem Weg ins Gewässer und gelöste Ionen werden mittransportiert. Dadurch weisen Dränagewässer höhere Konzentrationen von Nitrat, Chlorid, Kalzium, Magnesium und Natrium auf als Grundwasser (LAMMEL, 1990). Weiterhin können die Konzentrationen in den Dränagewässern sehr stark schwanken in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung (Bodennutzung, Düngungszeitpunkt, -intensität und Ernte) (WERNER et al. 1991).

Berechnungsansatz

Zur Quantifizierung der Nährstoff- und Schwermetallemissionen über Dränagen wurde eine Abschätzung über die im Dränagewasser vorhandenen Stoffkonzentrationen, der ausgetragenen Wassermenge und der dränierten Fläche vorgenommen. Dieser Ansatz wird von verschiedenen Autoren verwendet: HAMM (1991), PRASUHN (1994) und BEHRENDT et al. (1999) berechnen die Einträge aus Dränagen nach diesem Prinzip:

$$EDR = \frac{q_{INT+BAS} \cdot A_{DR} \cdot C_{DR}}{1.000.000.000} \qquad \text{Gleichung 4-24}$$

EDR = Emissionen aus Dränagen [t/a oder kg/a]

$q_{INT+BAS}$ = *Dränspende [l/(m²·a)]*
A_{DR} = *Größe der dränierten Fläche [m²]*
C_{DR} = *Stoffkonzentration im Dränagewasser [mg/l oder µg/l]*

Die Berechnung der Nitratkonzentration im Dränagewasser, inklusive der Denitrifikation erfolgt wie die Berechnung der Nitratkonzentration im Grundwasser und wird im Kapitel 4–1–4 (Gleichung 5–8 bis 5–11) beschrieben. Die Umsetzungsprozesse finden in den oberen Bodenschichten innerhalb der durchwurzelten Zone statt. Da sich die Dränagesystem mit ca. 90 cm Tiefe unterhalb der durchwurzelten Zone befinden, kann davon ausgegangen werden, dass die Konzentration der Dränageauslässe der Grundwasserkonzentration entspricht.

Der eigentliche Ansatz zur Berechnung der Stoffeinträge über Dränagen steht insgesamt nicht zur Diskussion, da der Ansatz als freiskalierbar in Abhängigkeit von den verfügbaren Daten eingestuft wird. Die räumliche Auflösung der stofflichen Seite unterschreitet derzeit nicht die Gemeindeebene, die Wasserflüsse hingegen können mit LARSIM auf 1 km² in Abhängigkeit der Landnutzung bis auf Tageswerte heruntergebrochen werden. Die zeitliche Auflösung der Wasserflüsse ist also generell möglich, aber nur sinnvoll wenn sie mit dem stofflichen Input überlagert werden kann. Schnelle Austräge bei Regen nach einer Düngung sowie die Unterscheidung nach Vegetations- und Ruheperiode sind nach wir vor nicht zuverlässig quantifizierbar.

Dränierte Flächen

Im Untersuchungsgebiet wurden nur in der Gemeinde Oberderdingen Dränagepläne für die beiden Gemarkungen Oberderdingen und Flehingen ausfindig gemacht. Die Pläne der Gemarkung Oberderdingen weisen die dränierten Flächen als umrandete Flächen aus, in den Plänen der Gemarkung Flehingen dagegen sind die dränierten Parzellen mit genauer Lage der Rohrsysteme verzeichnet, wie Abbildung 4-24 zu sehen ist.

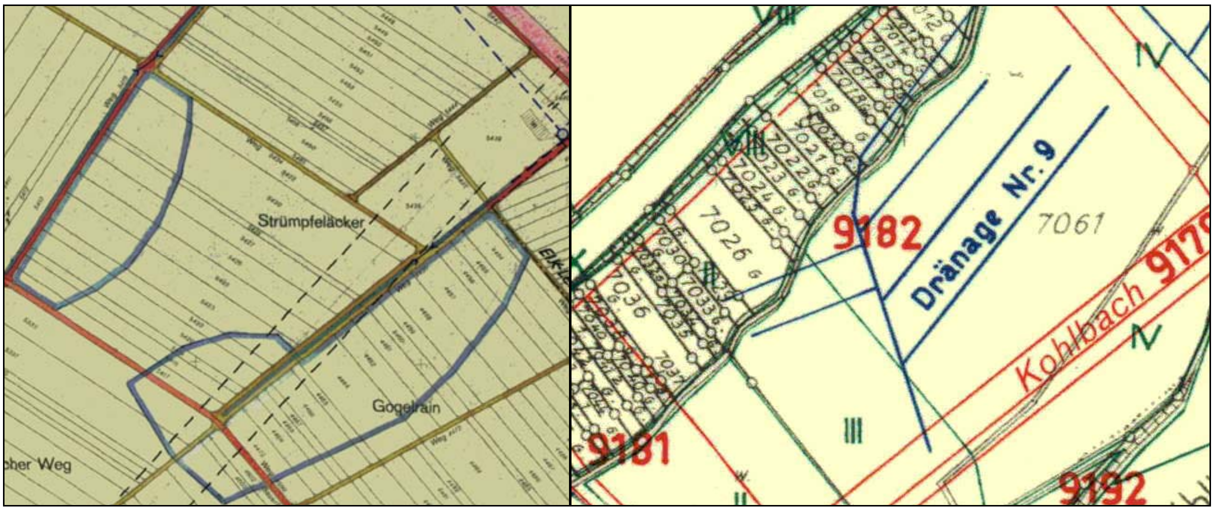


Abbildung 4-24: Ausschnitte aus den Dränageplänen der Gemeinde Oberderdingen: links Gemarkung Oberderdingen, rechts Gemarkung Flehingen

Mittels dieser Dränagepläne wurden die dränierten Flächen berechnet, indem die Pläne eingescannt, georeferenziert und digitalisiert wurden. Die ausgewiesenen, dränierten Flächen und ihr Anteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche sind in Tabelle 4-15 nach den beiden in Oberderdingen vorhandenen Gemarkungen aufgeführt. Bei den Flächen handelt es sich - bis auf einen Sportplatz – um landwirtschaftlich genutzte Flächen. Der Anteil der dränierten Flächen ist mit knapp 2 % gering.

Tabelle 4-15: Anteil der in Pläne ausgewiesenen, dränierten Flächen und ihr Anteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche

	Gesamte, dränierte Fläche [ha]	Dränageanteil [%] an land-wirtschaftlicher Nutzfläche
Gemarkung Oberderdingen	13,0	1,1
Gemarkung Flehingen	26,7	2,8
Gemeinde Oberderdingen	39,7	1,8

Es wurde nach Parametern gesucht durch die der Anteil der dränierten Flächen auf andere Gemeinden oder Gewässerabschnitte übertragen werden kann und mit denen eine räumliche Zuweisung möglich ist. Dazu wurden die bekannten Dränflächen der Gemeinde Oberderdingen nach landschaftstypischen Informationen wie Bodenarten, Hangneigung oder Lage zum Gewässer in ArcView ausgewertet. Es konnte jedoch kein eindeutiger Zusammenhang, der eine Übertragung auf andere Gebiete zugelassen hätte, gefunden werden.

Bei Betrachtung des Einzugsgebietes zeigte sich außerdem, dass aus südwestlicher Richtung nur wenige natürliche Gewässer verlaufen die in den Kraichbach münden, sondern nur Gräben. Sie verlaufen entlang der Wirtschaftswege und landwirtschaftlichen Parzellen und führen nur periodisch Wasser (s.a. Kapitel 5.1.4.5). Die Gräben und Gewässer sind bis 1,50 m tief und übernehmen entwässernde Funktion. Es wurde die Annahme getroffen – in Anlehnung an die Auswertung der Landschaftsinformationen und an den Abstand der Dränagerohre in einem Dränagesystem, dass auf einer Breite von 20 m beidseitig des Gewässers oder Grabens die anliegenden Flächen entwässert werden. Auch ohne Dränagesysteme, ist der Grundwasserspiegel durch die eingetieften Gewässer und Gräben künstlich abgesenkt und das Bodenwasser bewegt sich schneller in Richtung Gewässer.

Eine Befragung Ortskundiger ergab Hinweise auf die Trockenlegung der Feuchtwiesen und die Einfassung von Quellen in den 60er Jahren zur Bewirtschaftung der Auenbereiche. Es bestätigt die getroffene Annahme eines entwässernden Landschaftsstreifens entlang der Grabensysteme und Gewässer.

Zur Bestimmung der dränierten Flächen wurde in ArcView entlang des Gewässernetzes ein 20 m-Streifen gezogen, hierfür wurden neben den Fließgewässern auch alle Gräben betrachtet. Der Anteil den diese dränierten Flächen an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmacht, wurde für jede Gemeinde berechnet und ist in Tabelle 4-16 aufgeführt. Es wurden ausschließlich die landwirtschaftlichen Nutzflächen betrachtet, Siedlungsgebiete, Wald und Wasserflächen wurden ausgenommen. Weiterhin fand nur der Anteil der Gemeinde Eingang in die Berechnung, der innerhalb des Einzugsgebietes des Kraichbachs liegt.

Tabelle 4-16: Anteil der entwässernden Fläche der einzelnen Gemeinden an der landwirtschaftlichen Fläche

Gemeinde	Anteil [%]	Gemeinde	Anteil [%]
Bretten	4,0	Östringen	2,2
Bruchsal	0,4	Sternenfels	1,4
Eppingen	-	Sulzfeld	2,7
Kraichtal	3,7	Ubstadt-Weiher	6,2
Kürnbach	4,1	Zaisenhausen	4,0
Oberderdingen	4,5	Gesamt	3,7

Die Flächenanteile liegen zwischen 0,4 % und 6,2 % und durchschnittlich mit 3,7 % etwas unter den bei BEHRENDT et al. (1999) in MONERIS berechneten Anteil von 5 % für Dränagen im Kraichgau.

Ein Vergleich der in den Plänen ausgewiesenen Anteil der Dränageflächen (1,8 %) mit dem berechneten Flächenanteil (4,5 %) der Gemeinde Oberderdingen durch einen 20 m-Streifen zeigt eine Erhöhung der entwässernden Flächen um mehr als das Doppelte. Dieser höhere Flächenanteil kann angesichts der stark eingetieften Gewässer und Gräben als realistische Einschätzung der auf den Bodenwasserhaushalt einwirkende Größe gesehen werden.

Dränspende

Zur Berechnung der Wasserflüsse wurde aus LARSIM die Dränspende als Summe aus Interflow und Basisabfluss herangezogen. Der Basisabfluss wurde einbezogen, weil er in einer Entfernung von dem zuvor definierten 20 m-Streifen zum Gewässer eine geringe Verweilzeit hat und dem Gewässer seitlich zufließt. Die für die dränierten Flächen relevante Dränspende setzt sich aus dem Anteil des Interflows und des Basisabflusses zusammen und liegt im Mittel bei (28 mm + 126 mm =) 154 mm (siehe Tabelle 4-1). Die Differenzierung einzelner Landnutzungsklassen innerhalb des 1 km²-Raster bietet sich hier, wie bei der Berechnung der Grundwasserneubildung, ebenfalls an. Mit der geringeren Verdunstung auf Ackerflächen im Vergleich zu Grünland entsteht durch die höhere Grundwasserneubildungsrate auch ein höherer Abfluss über die Dränagerohre (siehe Tabelle 4-2). Eine Abschätzung der Emissionen aus Dränagen wurde auf Basis des Jahresabflusses durchgeführt, es wurde keine Unterscheidung der Dränagekonzentrationen zwischen Sommer- und Winterhalbjahr vorgenommen wurde.

Beobachtungen der Dränageabläufe vor Ort zeigten, dass es bei den Dränagen im Einzugsgebiet des Kraichbaches große Unterschiede gibt. Ein Teil der Dränagen laufen das ganze Jahr durch (z.B. am Weiherbach, Humsterbach), hier handelt es sich um Quellen die zur Nutzung des Auebereiches gefasst wurden. Dränagen von vernässten Standorten schütten meist nur im Winterhalbjahr, wenn der Boden gesättigt ist und die Verdunstungsrate aufgrund von Temperatur und Bewuchs gering ist. Eine Unterscheidung des Charakters der Dränage ist letztendlich nur über eine Begehung während der Sommer- und Wintermonate möglich und wurde innerhalb dieses Projektes nicht flächendeckend durchgeführt. Eine halbjährige Berechnung der Austragsraten setzt voraus, das die Stoffflüsse gleichfalls in diese Zeiträume unterteilt werden können.

Berechnungen mit alternativen Ansätzen wie KRETZSCHMAR (1977), der eine Abschätzung der Dränspende als Anteile der Sommer- und Winterniederschläge vornimmt oder RENGER et al. (1990), der zusätzlich Bodeneigenschaften und Nutzung mit einbezieht, berechnen im Vergleich zu LARSIM wesentlich höhere Dränspenden. Der Ansatz von KRETZSCHMAR (1977) ergibt im Untersuchungsgebiet eine Dränspende von 207 mm/a und mit RENGER et al. (1990) erhält man 302 mm/a. Beide Werte sind als für das Einzugsgebiet deutlich zu hoch anzusehen. Die Abweichung sind durch die Betrachtungsweise zu erklären, KRETZSCHMAR (1977) und RENGER et al. (1990) konzipierten ihre Methoden für makroskalige Ebenen. Meist wird die Evapotranspirationsrate unterschätzt, die nur als langjähriges, bundesweites Mittel eingeht. LARSIM hingegen berechnet die aktuelle Evapotranspirationsrate u.a. auf Basis der Interzeption und kommt, wie Messungen im Untersuchungsgebiet zeigen, auf ortsspezifische Werte.

4.4.6 Regenwasserkanäle

Regenwasserkanäle leiten das Regenwasser der im Trennsystem erschlossenen Siedlungsgebiete in den Vorfluter. Gibt es keine Fehlanschlüsse, wovon hier ausgegangen wird, so gelangt die aus diversen Quellen stammende, von Dächern, Höfen, Straßen und Wegen mit dem Regenwasser abgeschwemmte Schmutzfracht direkt in die Gewässer.

Bestandsaufnahme

Die grundlegende Größe zur Ermittlung von Emissionen aus Regenkanälen stellt die an diese angeschlossene Siedlungsfläche dar. Im Projekt wurde sie gemeinsam mit den über Mischkanäle entwässernden Flächen erhoben (siehe Kapitel (Mischkanalüberläufe)). Die absolut im Trennsystem erschlossenen, befestigten Fläche sowie der Anteil, den sie an der gesamten kanalisierten Fläche ausmachen, ist in Tabelle 4-17 angegeben. Die Angabe erfolgt dabei getrennt nach den beiden Kanalnetzen im Testgebiet sowie in der Zusammenschau.

Tabelle 4-17: Im Trennsystem erschlossene, befestigte Flächen $A_{E,TK,b}$ und deren Anteil an der gesamten versiegelten Fläche $A_{E,b}$ (nach Kanalnetzen der entsprechenden Kläranlagen und gesamt)

räumlicher Bezug (Kläranlagenstandort)	befestigte Fläche im Trennsystem $A_{E,TR,b}$ [ha]	Anteil $A_{E,TR,b}$ an $A_{E,b}$
Oberöwisheim	12,43	6,1 %
Flehingen	22,90	4,9 %
oberer Kraichbach	35,33	5,3 %

Der Anteil der im Trennsystem entwässerten Flächen ist selbst für Baden-Württembergische Verhältnisse sehr klein, obwohl dieses, wie alle südlichen Länder der Bundesrepublik, überwiegend im Mischsystem entwässert wird.14,3 % der Bewohner Baden-Württembergs sind über ein Trennsystem ans Kanalnetz angeschlossen (FUCHS et al., 2003).

Berechnungsansatz

Zwei Ansätze liegen zur Frachtschätzung des Frachtaustrages aus Regenwasserkanälen nahe: Über eine Multiplikation der befestigten Flächen mit einer stoffspezifischen Oberflächenfracht oder über das Produkt aus versiegelter Fläche, Abflussbeiwert, Niederschlag und stoffspezifischer Abflusskonzentration. Erfahrungen aus der Urbanhydrologie haben gezeigt, dass die von befestigten Flächen abgespülten, jährlichen Schmutzstofffrachten in erster Linie von der Schmutzstoffdeposition auf der Oberfläche und weniger von der Niederschlagsabflussmenge bestimmt werden, also eher „potenzial-„ als „transportlimitiert“ sind (FUCHS & HAHN, 1999; XANTHOPOULOS, 1996).

Aus diesem Grund wird der erstgenannte Ansatz für dieses Projekt gewählt, der als Gleichung lautet (Gleichung 5):

$$ERK = \frac{1}{1.000} \cdot A_{E,Tr,b} \cdot f_{Tr,b} \qquad \text{(Gleichung 4-25)}$$

mit: ERK = über Regenwasserkanäle emittierte Fracht [t/a] bzw. [kg/a]

$AE,_{Tr,b}$ = im Trennsystem erschlossene, versiegelte Flächen [ha]

$f_{Tr,b}$ = stoffspezifische Oberflächenfracht [kg/(ha·a)] bzw. [g/(ha·a)]

Dieser Ansatz wird von allen vergleichbaren Projekten und Modellen genutzt (FUCHS et al., 2002; BEHRENDT et al., 1999; HAHN et al., 2000; F&N UMWELTCONSULT, 1997).

Maßnahmen

Sinnvollste Maßnahme zur Verminderung der Emissionen im Bereich der Trennkanalisation ist die Reduktion der Verschmutzung der Oberflächen. Wie es jedoch auch schon bei der Betrachtung der den Kläranlagen zufliessenden Schwermetallfrachten konstatiert wurde, ist der Ansatzpunkt für diese Art von Maßnahmen nicht auf der hier betrachteten Ebene zu suchen.

Die klassische Maßnahme in der Siedlungswasserwirtschaft ist der Bau von Regenklärbecken (RKB). Ein solches existiert nicht im Einzugsgebiet. Über eine Differenzierung der versiegelten Flächen in unbehandelt und behandelt kann die Wirksamkeit der Regenwasserbehandlung im Trennsystem bei der Frachtabschätzung grundsätzlich berücksichtigt werden. Für letztere wäre selbstverständlich noch ein Wirkungsgrad der Sedimentation im Regenklärbecken anzusetzen. Wirkungsgrade von RKB wurden z.B. von PFEIFER (1998) experimentell untersucht, für Gesamtphosphor, Cadmium, Chrom und Blei konnte er dabei Wirkungsgrade von über 30 % feststellen. Die Rahmenbedingungen bei seinen Versuchen können jedoch als ideal angesehen werden, weswegen FUCHS et al. (2002) für ihre bundesweiten Bilanzierungen davon ausgehen, dass die Wirkungsgrade von RKB bezüglich der Schwermetalle so gering sind, dass diese Becken nicht berücksichtigt werden müssen. BEHRENDT et al. (1999) setzen auch für Nährstoffe keine Wirkungsgrade an.

Der Abkoppelung von „sauberen“ versiegelten Flächen und die ortsnahe Versickerung des von ihnen stammenden Wassers (und damit auch der transportierten Stoffe), also die Einführung eines modifizierten Trennsystems, käme als zweite, siedlungswasserwirtschaftliche Maßnahme in Betracht. Bei einer regelgerechten Versickerung können die über das Grundwasser wieder ins Gewässer gelangenden Stofffrachten sicher vernachlässigt werden, die abgekoppelten Dach- oder Terrassenflächen könnten also einfach direkt von der insgesamt im Trenngebiet entwässerten Fläche abgezogen werden. Zu beachten ist dabei jedoch, dass dann die stoffspezifischen Oberflächenfrachten zu erhöhen sind, da der Anteil stärker verschmutzter Flächen an den über Regenkanäle entwässerten Flächen steigt. HAHN et al. (2000) haben diesen Effekt erstmalig quantifiziert.

Angesichts der geringen Verbreitung, die die Trennkanalisation im Testgebiet hat, wurden die Maßnahmen betreffend keine genaueren Berechnungen bzw. Analysen erstellt.

4.4.7 Dezentrale Abwasserentsorgung

Unter dem Pfad „Dezentrale Abwasserentsorgung“ werden die Stofffrachten bilanziert, die mit Abwässern aus Einzelanwesen oder Kleinsiedlungen in Grundstückskläranlagen oder Hauskläranlagen emittiert werden. Sie werden als Kleinkläranlagen bezeichnet (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG, 2000) und dienen im Allgemeinen der Behandlung eines im Trennverfahren erfassten, häuslichen Schmutzwassers aus einzelnen oder mehreren Gebäuden. Das Abwasser wird nach Durchfließen einer solchen Anlage entweder über einen Kanal bzw. direkt in den nächsten Vorfluter eingeleitet oder, soweit der Untergrund dies zulässt, versickert. Nach DIN 4261 können Kleinkläranlagen einen Abwasserzufluss bis zu 8 m^3/d aufnehmen.

Eine besondere Form der dezentralen Abwasserbehandlung stellt die abflusslose Grube dar. Dort wird das Abwasser gespeichert und muss später in einer kommunalen Kläranlage entsorgt werden. In Baden-Württemberg ist es landwirtschaftlichen Betrieben zudem unter bestimmten Voraussetzungen erlaubt, das Fäkalabwasser der geschlossenen Gruben aus-

zubringen (§45 b Abs. 1 S. 2 WG[29]). Eine analoge Regelung gilt für den in Kleinkläranlagen anfallenden Schlamm.

Im Rahmen dieses Pfades wird dabei nur der Stoffstrom bilanziert, der über eine direkte Versickerung oder Einleitung in den oberen Kraichbach und seine Nebengewässer gelangt. Die über die landwirtschaftliche Verwertung ins Grundwasser und via „kommunale Kläranlage" in das Gewässer gelangenden Stofffrachten werden über die entsprechenden Einzelpfade an anderer Stelle berücksichtigt. Das von den versiegelten Flächen dieser Anwesen abfließende Regenwasser wird über den Emissionspfad „Hofabläufe und Abdrift" erfasst.

Bestandsaufnahme

Nach FEHR & SCHÜTTE (1992) beträgt in stark ländlich strukturierten Gebieten der Anschlussgrad an Kleinkläranlagen 25 bis 30 %. Der bundesweite Anteil der dezentralen Abwasserbeseitigung liegt bei ca. 9,5 % (OTTO, 2000). Abbildung 4-25 zeigt bezogen auf die Kreise Baden-Württembergs den Anteil der Einwohner, die an Sammelkanäle, nicht aber an eine Kläranlage angeschlossen sind (links) sowie den Anteil, der nicht an die öffentliche Abwasserbeseitigung angeschlossen ist (rechts).

Man erkennt, dass auch in den ländlich strukturierten Kreisen Baden-Württembergs der Anschlussgrad an kommunale Kläranlagen sehr hoch ist: der Kreis Ravensburg nimmt mit 12,7 % der Einwohner, die nicht an die öffentliche Abwasserbeseitigung angeschlossen sind, bereits deutlich die „Spitzenposition" ein. Im gesamten Nord-Westen des Landes ist der Anschlussgrad ausgesprochen hoch, im hier untersuchten Gebiet liegt er über 99 %, es kann in diesem Fall also bereits a priori von insgesamt niedrigen Frachten über diesen Emissionspfad ausgegangen werden.

---

[29] Wassergesetzt für Baden-Württemberg (WG) vom 1. Januar 1999 (GBl. Nr. 1 S. 1)

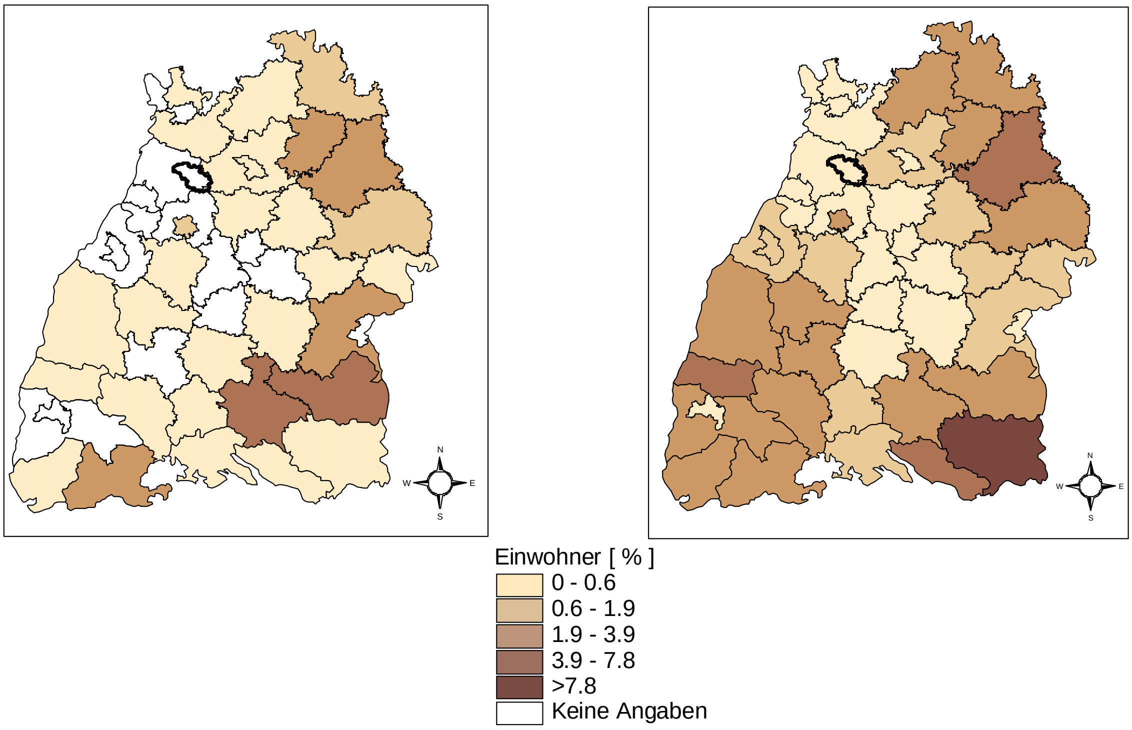


Abbildung 4-25: Anteil der Einwohner, die an Sammelkanäle, nicht aber an eine Kläranlage angeschlossen sind (links) und Anteil der Einwohner, der nicht an die öffentliche Abwasserbeseitigung angeschlossen ist (rechts) in den Kreisen Baden-Württembergs. Die Lage des Untersuchungsgebiets ist fett umrandet (Daten aus: STALA, 1998)

Erster Schritt in der Bilanzierung der Emissionen der dezentralen Abwasserentsorgung ist die Erfassung des Bestandes. Im Jahre 2000/2001, als HARTENSTEIN (2001) den Bestand für das Untersuchungsgebiet aufnahm, musste dieser noch einzeln bei den Gemeinden und Städten erfragt werden, „dabei stellte sich nach zahlreichen Telefongesprächen heraus, dass nicht selten wenig Klarheit über die Situation der dezentralen Abwasserbehandlung in den Gemeinden vorherrscht und die Datenqualität von der Erinnerungsleistung und dem Wohlwollen des Amtes abhing“ (HARTENSTEIN, 2001).

Dies dürfte sich jedoch inzwischen bereits wieder geändert haben, da die Verwaltungsvorschrift des Ministeriums für Umwelt und Verkehr über die Abwasserbeseitigung im ländlichen Raum (VwV Abwasserbeseitigung ländlicher Raum vom 21.11.1997, BBl. 1998, S. 36) greift, die die Gemeinden auffordert, ab dem 31. Dezember 1999 die dezentrale Abwasserbehandlung mit einer Satzung über die Entsorgung von Kleinkläranlagen und geschlossenen Gruben zu regeln. Dies wiederum umfasst auch eine genaue Erfassung des Bestandes.

Das Ergebnis der Bestandsaufnahme ist in Abbildung 4-26 grafisch wiedergegeben. Es wird klar, dass abflusslose Gruben das Spektrum der Anlagentypen dominieren und lediglich Mehrkammergruben, deren Ablauf direkt in den Vorfluter geleitet wird, noch im nennenswerten Umfang auftreten (die Verteilung nach angeschlossenen Einwohnern weicht davon nicht ab). Aus diesem Grund wird die Mehrkammergrube, deren Ablauf versickert wird, sowie die Belebungsanlage, die es im Gebiet gibt, in der Bilanzierung nicht berücksichtigt. Angesichts der geringen Bedeutung dieses Pfades insgesamt, der großen Unsicherheiten innerhalb der Bilanzierung und der potenziell geringen spezifischen Emissionen dieser beiden Typen erscheint diese Vereinfachung gerechtfertigt. Die Formel,

mit der die Emissionen aus dezentraler Abwasserentsorgung berechnet wurden, lautete damit (Gleichung 4-26):

EDA = EAG + EMG (Gleichung 4-26)

mit: EAG = über abflusslose Gruben emittierte Fracht [t/a] bzw. [kg/a]

EAG = über abflusslose Gruben emittierte Fracht [t/a] bzw. [kg/a]

EMG = über Mehrkammergruben emittierte Fracht [t/a] bzw. [kg/a]

Sollen Frachtschätzungen in anderen Gebieten vorgenommen werden, in denen diese oder andere Typen dezentraler Abwasserentsorgung in nicht mehr vernachlässigbarem Umfang vorhanden sind, so können die Bilanzierungsansätze von HARTENSTEIN (2001) übernommen werden. Eine Modifikation wäre aus heutiger Sicht des Autors (HARTENSTEIN, 2004) allerdings im Bereich der Wirkungsgrade von Pflanzenkläranlagen und Tropfkörpern vor allem dann notwendig, wenn keine ausreichende Wartung nachgewiesen werden kann. Aktuelle Hinweise zu Ablaufkonzentrationen von Kleinkläranlagen geben auch ENTELMANN et al. (2003).

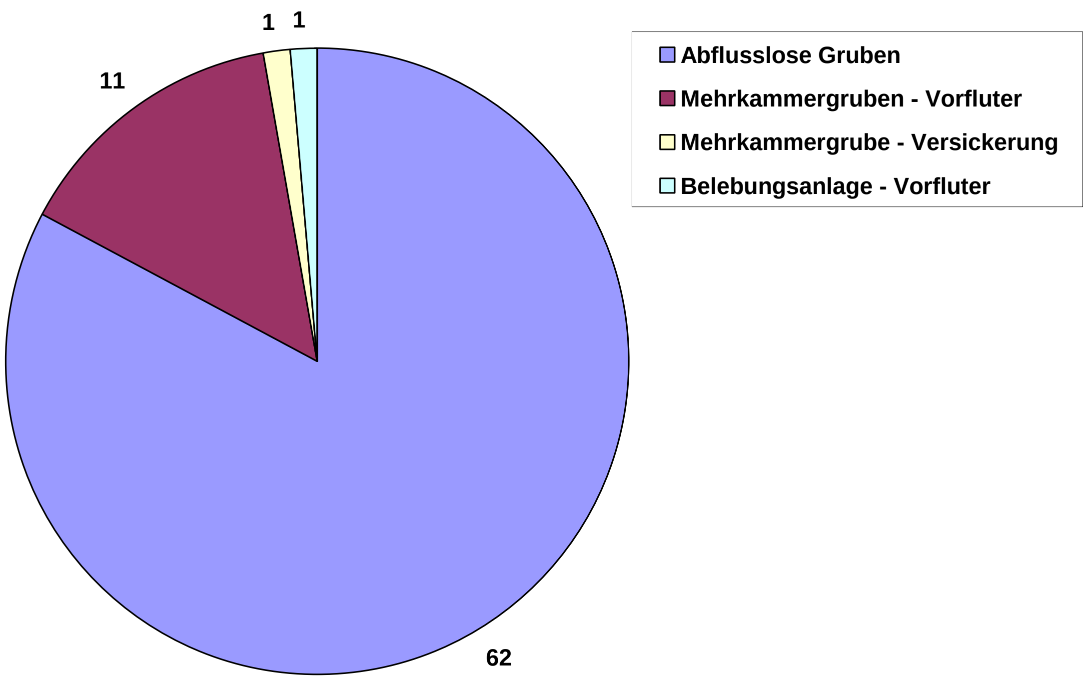


Abbildung 4-26: Anzahl der Anlagentypen der dezentralen Abwasserentsorgung im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs nach HARTENSTEIN (2001).

Berechnungsansatz Abflusslose Gruben

Obwohl abflusslose Gruben ihrem Namen nach ein geschlossenes System darstellen, ist dem in der Praxis nach aller Erfahrung nicht so. Ein Problem liegt bereits in der Tatsache, dass sie weder einer baurechtlichen noch einer wasserrechtlichen Genehmigung bedürfen

(VwV Abwasserbeseitigung ländlicher Raum, Kapitel 2.3). Nach OTTO (1996) sind bei Untersuchungen der Anlagen massive Korrosion und Undichtigkeiten festzustellen[30].

Nach der Mustersatzung über die Entsorgung von Kleinkläranlagen und geschlossenen Gruben des Gemeindetages Baden-Württemberg aus dem Jahre 1998 ist die Dichtigkeit durch eine „Plausibilitätskontrolle", d.h. durch Vergleichen des bezogenen Frischwassers mit der Menge des entsorgten Grubeninhaltes, zu überprüfen. Eine Umfrage bei verschiedenen Ämtern (HARTENSTEIN, 2001) ergab jedoch, dass ein Vergleich von Frischwassermenge und dem abgepumpten Fäkalwasser praktisch nicht durchgeführt wird und auch aufgrund der anderweitigen Benutzung des Frischwassers keine sichere Kontrolle bietet.

Obwohl über den Anteil der undichten Gruben, deren Versickerungsleistung und die Retention im Boden keine Angaben vorliegen, wurde die Versickerung aus abflusslosen Gruben berücksichtigt, um zum Einen einen groben Anhaltspunkt der möglichen Emissionen zu geben und um zum Anderen auf diese Problematik aufmerksam zu machen. Anhaltspunkt waren dabei die von Behrendt et al. (1999) für die alten Länder des Jahres 1995 getroffenen Annahmen, dass ca. 20 % der abflusslosen Gruben undicht sind, ca. 30 % der ihnen zugeleiteten Fracht versickert und schließlich im Boden eine Retention von 50 % stattfindet. Im Testgebiet sind 202 Einwohnerwerte an abflusslose Gruben angeschlossen.

Die Formel, mit der die Emissionen von abflusslose Gruben abgeschätzt wurden, lautete (Gleichung 4-27):

$$EAG = \frac{365}{1.000.000} \cdot EW_{AG} \cdot e_{EW} \cdot \alpha_{UD} \cdot \alpha_{SI} \cdot (1 - \eta_{AG}) \qquad \text{(Gleichung 4-27)}$$

mit:
- EAG = über abflusslose Gruben emittierte Fracht [t/a] bzw. [kg/a]
- EW_{AG} = an abflusslose Gruben angeschlossene Einwohnerwerte [EW]
- e_{EW} = stoff- und einwohnerwertspezifische Emission [g/(EW·d)] bzw. [mg/(EW·d)]
- α_{UD} = Anteil undichter, abflussloser Gruben (= 20 %)
- α_{SI} = Anteil der abflusslosen Gruben zulaufenden Fracht, der versickert (= 30 %)
- η_{AG} = Retention im Boden unter abflusslosen Gruben (= 50 %)

Berechnungsansatz Mehrkammergruben

Mehrkammergruben können, je nach spezifischem Volumen, als Absetzgruben oder Ausfaulgruben bezeichnet werden. Einkammerabsetzgruben und Mehrkammerabsetzgruben halten ungelöste Stoffe durch Absetzen und Schwimmstoffe durch eine Tauchwand zurück. Der abgesetzte Schlamm fault bis zur Räumung nur zu einem geringen Teil aus. Sie können als Ein- oder Zweikammergruben ausgelegt werden. Die vom Wirkungsprinzip her gleichen Mehrkammerausfaulgruben erreichen im Vergleich mit Absetzgruben einen teilweisen anaeroben Abbau organischer Substanzen auf Grund des größeren spezifischen Volumens und der damit verbundenen höheren Durchflusszeit. Die Ausbildung ist mit mindestens drei Kammern vorgesehen. Die Elimination von Phosphor und Schwermetallen erfolgt durch Absetzen, sofern diese in partikulärer Form vorliegen. Bei Stickstoff ist nur eine geringe Denitrifikation zu erwarten (HARTENSTEIN, 2001).

---

[30] HARTENSTEIN (2001) zitiert einen Bürgermeister, der namentlich nicht genannt werden wollte und folgende Praktik beschreibt: Beim Betonieren der Grube wird eine Zuckerrübe mit einbetoniert, so dass, wenn diese mit der Zeit verfault, eine Versickerung aus der Grube stattfindet. Bei der Dichtigkeitsprüfung wird jedoch, wenn die Rübe noch frisch ist, von Seiten der Behörde nichts beanstandet.

In Baden-Württemberg werden Mehrkammergruben ohne nachgeschaltete Stufe wegen der unzureichenden Reinigungsleistung nur unter bestimmten Voraussetzungen und als Übergangslösung zugelassen (VwV Abwasserbeseitigung ländlicher Raum, Kapitel 2.2.2). OTTO & DEFRAIN (1996) gehen davon aus, dass bundesweit 52 % der Mehrkammergruben entweder keine nachgeschaltete Reinigungsstufe haben oder dem jetzigen Betreiber die Art und eventuelle Lage der Anlage unbekannt ist. Die für die Emissionsschätzung genutzten Wirkungsgrade wurden stoffspezifisch ermittelt, sie sind entsprechend in Kapitel 4.7 und 4.7 dargestellt. An Mehrkammergruben sind 29 Einwohnerwerte angeschlossen.

Die Formel, mit der die Emissionen durch Mehrkammergruben abgeschätzt wurden, lautete (Gleichung 8):

$$EMG = \frac{365}{1.000.000} \cdot EW_{MG} \cdot e_{EW} \cdot (1 - \eta_{MKG}) \qquad \text{(Gleichung 4-28)}$$

mit: EMG = über Mehrkammergruben emittierte Fracht [t/a] bzw. [kg/a]

EW_{MKG} = an Mehrkammergruben angeschlossene Einwohnerwerte [EW]

e_{EW} = stoff- und einwohnerwertspezifische Emission [g/(EW·d)] bzw. [mg/(EW·d)]

η_{MKG} = stoffspezifischer Wirkungsgrad der Mehrkammergruben [-]

Maßnahmen

Die Ergebnisse zeigen (siehe Kapitel 4.7 und 4.7), dass ein Großteil der Emissionen von den Mehrkammergruben her rühren, weshalb Maßnahmen prioritär hier anzusetzen haben. Zumindest verwaltungspolitisch dürfte es kein Problem sein, dafür zu sorgen, dass den Mehrkammergruben auch biologische Reinigungsstufen nachgeschaltet werden: in der Mustersatzung über die Entsorgung von Kleinkläranlagen und geschlossenen Gruben des Gemeindetages Baden-Württemberg aus dem Jahre 1998 hat z.B. die Abwasserbeseitigung nach den Regeln der Technik zu erfolgen, welche folglich von den Gemeinden eingefordert werden können. Je nach Anlagentyp und Güte der Wartung wäre damit eine Reduktion der Emissionen um 25 bis 90 % zu erwarten (HARTENSTEIN, 2001). Auch für die „große Lösung“, den Anschluss der entsprechenden Anwesen an die kommunale Kläranlage, sind die rechtlichen Grundlagen gelegt: In der VwV Abwasserbeseitigung ländlicher Raum vom 21.11.1997 wird generell davon ausgegangen, dass zentrale, kommunale Abwasserbeseitigungsanlagen am besten geeignet sind, Belastungen der Gewässer zu verhindern. Es wird unterstellt, dass diese gegenüber Kleinkläranlagen eine bessere Reinigungsleistung und eine wesentlich bessere Betriebsleistung aufweisen.

Auch bei abflusslosen Gruben weist schon die o.g. VwV auf die besondere Bedeutung der Überwachung hin. Wird diese konsequent betrieben, so kann mittelfristig davon ausgegangen werden, dass alle abflusslosen Gruben dicht sind, so dass die über diesen Teil des Emissionspfades bilanzierten Frachten gegen Null streben.

4.4.8 Außerörtliche Straßen und Wege

Da außerörtliche Straßen und Wege nicht oder nur zu vernachlässigbaren Anteilen an die kommunalen Kanalnetze angeschlossen sind, sind die von ihnen stammenden Stofffrachten nicht über die Pfade „Mischwasserüberläufe“ und „Regenwasserkanäle“ erfasst, sondern müssen gesondert berücksichtigt werden. Belastungen der Oberflächengewässer entstehen

direkt, über eine Ableitung des ablaufenden Regenwassers in die Vorfluter, und indirekt, wenn das ablaufende Regenwasser versickert.

Wie auch beim Pfad „Dezentrale Abwasserentsorgung“ werden die nach einer gezielten Versickerung den Vorfluter erreichenden Frachten über den Pfad „Grundwasser“ abgeschätzt. Von einem auch nur nachweisbaren Beitrag wird allerdings nicht ausgegangen. Selbst unter ungünstigsten Bedingungen, an einer höchstbelasteten Straße (AVUS, Berlin) auf sandigen und sauren Böden, konnten Wissenschaftler der TU Berlin keine Gefahr für das Grundwasser durch versickernden, von Straßen stammenden Oberflächenabfluss erkennen (KROHN, 2001).

Die relevanten Emissionsquellen liegen für die Straßen im Bereich der verkehrsbürtigen Schmutzstoffe, also bei Schwermetallen, die z.B. aus Bremsen-, Reifen- und Fahrbahnabrieb und Tropfverlusten stammen. Die Verschmutzung der Wege ist geprägt durch landwirtschaftliche Schmutzquellen, wie z.B. Transportverluste von Düngemitteln undErnteprodukten, von Geräten und Fahrzeugen abgefallener Boden und Abdrift und Applikationsfehler auf benachbarten, landwirtschaftlich genutzten Flächen. Er ist damit eher nährstoffseitig belastet.

Bestandsaufnahme

Erster Schritt jeder Abschätzung der Emissionen von außerörtlichen Straßen und Wegen ist die Ermittlung der Flächen, die diese im betrachteten Gebiet einnehmen. Dazu konnten die Themen 3a, 3b und 3c der ATKIS-Daten (ATKIS DLM 25-BW) genutzt werden, die das Straßen- und Wegenetz als Linien enthalten. Über eine Verschneidung mit dem Thema 2a (Ortslagen) und dem Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs wurden aus diesen die außerörtlichen Straßen im Testgebiet herausgefiltert. Die Differenzierung der Wege in land-bzw. forstwirtschaftlich genutzte, die für die Frachtschätzung nötig war, geschah mittels einer Überlagerung mit dem ATKIS Thema 4d (Wald, Gehölz).

Den Längen der jeweiligen Straßen- bzw. Wegtypen wurden dann spezifische Breiten zugewiesen, so dass daraus die Flächen ermittelt werden konnten, die diskreten Zahlenwerte zeigt Tabelle 4-18. Während die Zuweisung der Breiten für die Straßen direkt geschehen konnte, mussten bezüglich der Wege noch folgende Berechnungen vorangestellt werden:

- Verbindungs- und Hauptwirtschaftswege werden in den ATKIS-Daten nicht differenziert, es wurde jedoch von abweichenden Breiten ausgegangen: Verbindungswege weisen eine Breite von 4,5 m auf, während Hauptwirtschaftswege 3 m breit angelegt sind. HÄNßIG (2002) schätzte nach mehreren Besichtigungen vor Ort den Anteil der Verbindungswege auf 20 %.
- Aufgrund des deutlich unterschiedlichen Abflussverhaltens müssen die Wege in versiegelte und unversiegelte (bzw. unbefestigte) unterteilt werden. Eine belastbare, statistische Auswertung gibt es auch diesbezüglich nicht. Ausgehend von den Angaben von PLUM (1988) wurde deswegen angenommen, dass ein Drittel der Wege versiegelt sind und zwei Drittel unversiegelt (Grün-, Lehm und Schotterdecken). Bei einer zugewiesenen Breite der versiegelten Wege von 3,0 m und der unversiegelten Wege von 2,2 m ergibt sich ein *flächen*bezogener Gesamtanteil versiegelter Wege von 60 %. Dieser stimmt sehr gut mit dem von BRONSTERT (1994) angegebenen Anteil von 58 % überein, so dass die oben getroffenen Annahmen als plausibel eingeschätzt werden.

Forstwirtschaftliche Wege wurden in der Emissionsschätzung vernachlässigt, da ihre Emissionen als extrem gering eingeschätzt werden. Ihnen fehlen - wie den landwirtschaftlichen Wegen - die wesentlichen, verkehrsbürtigen Schmutzstoffquellen, zugleich aber noch die typischen landwirtschaftlichen Quellen (siehe oben).

Nach HÄNßIG (2002) macht die Summe des gesamten außerörtlichen Straßen- und Wegenetzes (incl. der forstwirtschaftlichen Wege) 2,5 % der Einzugsgebietsfläche des oberen Kraichbachs aus. Die Verteilung der für die Berechnung genutzen Flächen der verschiedenen Straßen- und Wegetypen ist in Abbildung 4-27 dargestellt. Es zeigt sich eindrucksvoll, dass die Wege über 80 % der gesamten Flächen einnehmen.

Tabelle 4-18: Längen, Breiten und Flächen der außerörtlichen Straßen und landwirtschaftlichen Wege (aus: HÄNßIG, 2002)

Straßen-/Wegetyp *(Subtyp, Anteil (Länge) am Haupttyp)*	Länge [m]	Breite [m]	Fläche [ha]
Bundesstraßen	10.461	7,5	7,85
Landstraßen	37.396	6,0	22,44
Kreisstraßen	28.734	6,0	17,24
Gemeindestraßen	21.593	5,5	11,88
Verbindungs- und Hauptwirtschaftswege	261.500		
Verbindungswege, 20 %	52.300	4,5	23,85
Hauptwirtschaftswege, 80 %	209.200	3,0	62,76
Wirtschaftswege	735.000		
versiegelte Wirtschaftswege, 33 %	245.000	3,0	73,50
unversiegelte Wirtschaftswege, 67 %	490.000	2,2	107,80
Summe versiegelte Wege			159,80

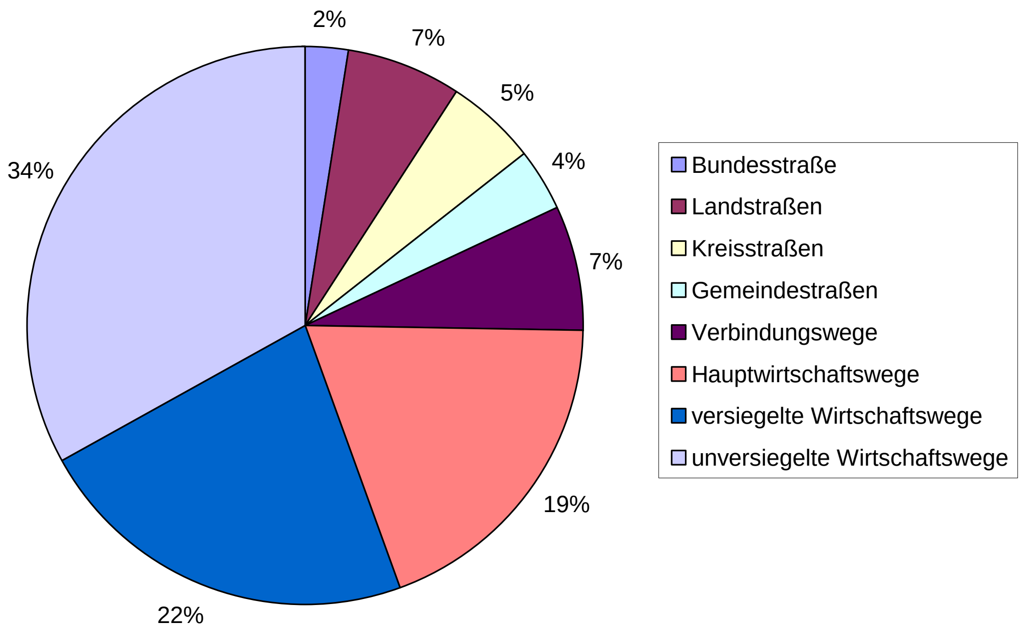


Abbildung 4-27: Prozentuale Verteilung der Flächen der verschiedenen Straßen- und Wegetypen im Testgebiet

Berechnungsansatz

Die Datenlage zum Schmutzstoffabtrag von außerörtlichen Straßen ist sehr schlecht, in der Literatur finden sich fast ausschließlich Angaben zu Ablaufkonzentrationen. Die Ermittlung

der Abtragsfrachten wurde daher nicht direkt über flächenspezifische Stofffrachten, sondern über das Produkt aus Ablaufkonzentration, Jahresniederschlag und Abflussbeiwert vorgenommen. In die Frachtberechnung fließt weiterhin der Anteil des jeweiligen Straßen- bzw. Wegetyps ein, der eine Vorfluteranbindung besitzt, sowie ein Verlustanteil zur Berücksichtigung der Versickerungsverluste des Mulden und Gräben zufließenden Wassers. Die Gleichung, mit der die Emissionen von außerörtlichen Straßen und Wegen ermittelt wurden und die für jeden Straßen- bzw. Wegetyp separat berechnet wurde, lautet damit (Gleichung 4-29):

$$ESW = C_{SW} \cdot N_a \cdot \psi_m \cdot A_{SW} \cdot \alpha_{SW} \cdot (1 - \alpha_V) \qquad \text{(Gleichung 4-29)}$$

mit: ESW = über außerörtliche Straßen und Wege emittierte Fracht [t/a] bzw. [kg/a]

C_{SW} = mittlere Konzentration des abfließenden Regenwassers [mg/l] bzw. [µg/l]

N_a = Jahresgebietsniederschlag [mm]

ψ_m = mittlerer Abflussbeiwert [-]

A_{SW} = Fläche der außerörtlichen Straßen und Wege [ha]

α_{SW} = Anteil, mit Vorfluteranbindung [-]

α_V = Verlustanteil (Versickerung des Mulden und Gräben zufließenden Wassers) [-]

Als Jahresniederschlag N_a wurde das arithmetische Mittel der von der LfU für das Projektgebiet angegebenen Gebietsniederschläge der Jahre 1961 bis 2000 genutzt, der Wert beträgt 790 mm.

Tabelle 4-19 fasst die benutzten Werte für die weiteren Parameter differenziert nach Straßen- und Wegetyp zusammen. Ihre Herleitung wird im folgenden erläutert:

Der mittlere Abflussbeiwert für alle Straßen und die befestigten Wege wurde entsprechend dem Arbeitsblatt ATV-A 128 (ATV, 1992) mit 0,70 beziffert. Unbefestigten Wegen wurde ein Abflussbeiwert von 0,15 zugewiesen, der sich aus Ergebnissen von Simulationen ergibt, die BEUDERT (1997) für das Weiherbach Gebiet durchführte.

Grundlage zur Ermittlung des Anteils der Straßen, die eine Vorfluteranbindung besitzen, sind die - teilweise lückenhaften - Entwässerungspläne (Lagepläne), die bei der entsprechenden Behörde (Straßenbauamt Karlsruhe) eingesehen werden können. Als Durchschnittswerte wurden für die Bundesstraße 10 % und für die Landes-, Kreis- und Gemeindestraßen 7 % ermittelt (HÄNßIG, 2002). Verbindungs-, Hauptwirtschafts- und Wirtschaftswege wurden von BRONSTERT (1994) im Weiherbach-Gebiet auf ihren Anschluss ans Vorfluternetz hin untersucht. Den Grad, zu dem dieser besteht, gab er mit 32 % an. Basierend auf diesem Ergebnis wurde ein Anschlussgrad an die Vorfluter von 30 % für alle landwirtschaftlichen Wege im Testgebiet angenommen.

Der Anteil, zu dem das den Mulden und Gräben zufließende, von Straßen stammende Regenwasser versickert, wurde anhand von Veröffentlichungen von PRASUHN & BRAUN (1994) bzw. KRAUTH & STOTZ (1987) quantifiziert. Ihre Angaben schwanken zwischen 60 % und 65 %, für die Belange dieses Projektes wurde ein Wert von 60 % angenommen. Den entsprechenden Wert für die landwirtschaftlichen Wege schätzte HÄNßIG (2002) mit 30 % ab, was auf den Untersuchung von BEUDERT (1997) und eigenen Beobachtungen im Gebiet beruht.

Tabelle 4-19: Für die verschiedenen Straßen- und Wegetypen genutzte Werte der Parameter „Abflussbeiwert“, „Anschlussgrad“ (ans Vorfluternetz) und „Verlustanteil“ (des dem Vorfluter zufließenden Wassers)

Straßen-/Wegetyp	mittl. Abfluss-beiwert ψ_m [-]	Vorfluteranbin-dung α_{SW} [%]	Verlustanteil α_V [%]
Bundesstraßen	0,70	10	60
Land-, Kreis- und Gemeindestraßen	0,70	7	60
versiegelte Wege	0,70	30	30
unversiegelte Wege	0,15	30	30

Maßnahmen

Maßnahmen zur Reduzierung des hier betrachteten Eintragspfades sind grundsätzlich im Sinne einer Reduzierung der Ursachen oder des Eintragsgrades möglich. Beides lässt sich direkt im gewählten Gleichungsansatz nachvollziehen: über eine Abminderung der Ablaufkonzentrationen bzw. entsprechende Modifikation des Anschlussgrads (und Verlustanteils).

Betrachtet man die Straßen, so sind die ursachenbezogenen Maßnahmen (z.B. Reduktion des Schwermetallgehalts von Bremsbelägen) nur auf überörtlicher Ebene denkbar, eintragsvermindernde Maßnahmen können dagegen ausschließlich direkt vor Ort ergriffen werden. Dabei muss abgewogen werden: eine Versickerung in der Fläche verursacht zwar eine geringere Belastung des Grundwassers, da sie mit potenziell höherem Wirkungsgrad erfolgt, sie hat dafür gegenüber der eher punktartigen Versickerung in speziellen Versickerungsanlagen (Regenrückhalt-/Sickerbecken) den Nachteil, dass die Belastung des Filtermaterials (des Bodens) diffus und damit nicht kontrollier- und austauschbar erfolgt. Einer Versickerung sind aber im hier betrachteten Gebiet auch „natürliche“ Grenzen gesetzt: die hydraulische Leitfähigkeit der vorherrschenden Böden im gesättigten Zustand ist als sehr gering zu bewerten (BEUDERT, 1997).

Maßnahmen bezüglich der Wege sind deutlich anders zu betrachten. Wegen der Länge des Wegenetzes ist der Bau spezieller Regenabflussbehandlungsanlagen nicht angemessen, bezüglich der Schwermetalle sind die Oberflächenabflüsse zudem auch nicht als problematisch zu bewerten. Für die Nährstoffe gilt dies nicht: „Stärkere, über das nicht vermeidbare Maß hinausgehende Verschmutzungen [...] resultieren von Transportverlusten und von der Abdrift bei der Applikation auf benachbarten Schlägen.“ BEUDERT (1997). Sorgfalt beim Verladen, angepasste Fahrweise und Ackerrandstreifen können hier eine deutliche Reduktion der Abtragsfrachten bewirken und wären, z.B. im Rahmen eines Pilotprojektes, auch auf der Ebene von kleinen bis mittleren Einzugsgebieten umsetzbar.

4.5 Immissionsanalyse

Zum Beurteilen des hydrologischen und Stofftransportverhaltens des oberen Kraichbachs wird eine Berechnung der Immissionen, also der am Gebietsauslass vom Gewässer transportierten Stofffrachten auf Basis von Stoffkonzentrationen und Abflüssen durchgeführt. Dazu wurden 14-tägliche Routineproben aus der fließenden Welle entnommen sowie mehrere Ereignisse mit einem automatischen Probenehmer beprobt. Bei den Schwermetallen wurde zusätzlich auf Messungen der LfU am Pegel Ketsch, der Mündung des Kraichbachs in den Rhein, zugegriffen. Diese Immissionsanalyse wird ebenfalls zum Vergleich der über die einzelnen Emissionspfade berechneten Frachten herangezogen.

Berechnungsansatz

Die Berechnungen der pfadspezifischen Einträge spiegeln in der Regel nicht die Emissionssituation im Untersuchungszeitraum wider, sondern die unter heutigen Umständen bei mittleren Niederschlags- und Abflussbedingungen zu erwartenden Emissionen.

Um einen Vergleich zwischen der Emission und der Immission durchführen zu können, mussten die Ergebnisse der Routineproben, die das Stoffverhalten des Kraichbachs während eines bestimmten Abflussgeschehens im Untersuchungszeitraum beschreiben an das langjährige hydrologische Verhalten angepasst werden. Aussagen zum langjährigen Abflussverhalten trifft die Kurve der Unterschreitungshäufigkeiten (siehe Abbildung 4-28), sie wurde analysiert und entsprechend Tabelle 4-20 in einzelne Abflussklassen unterteilt.

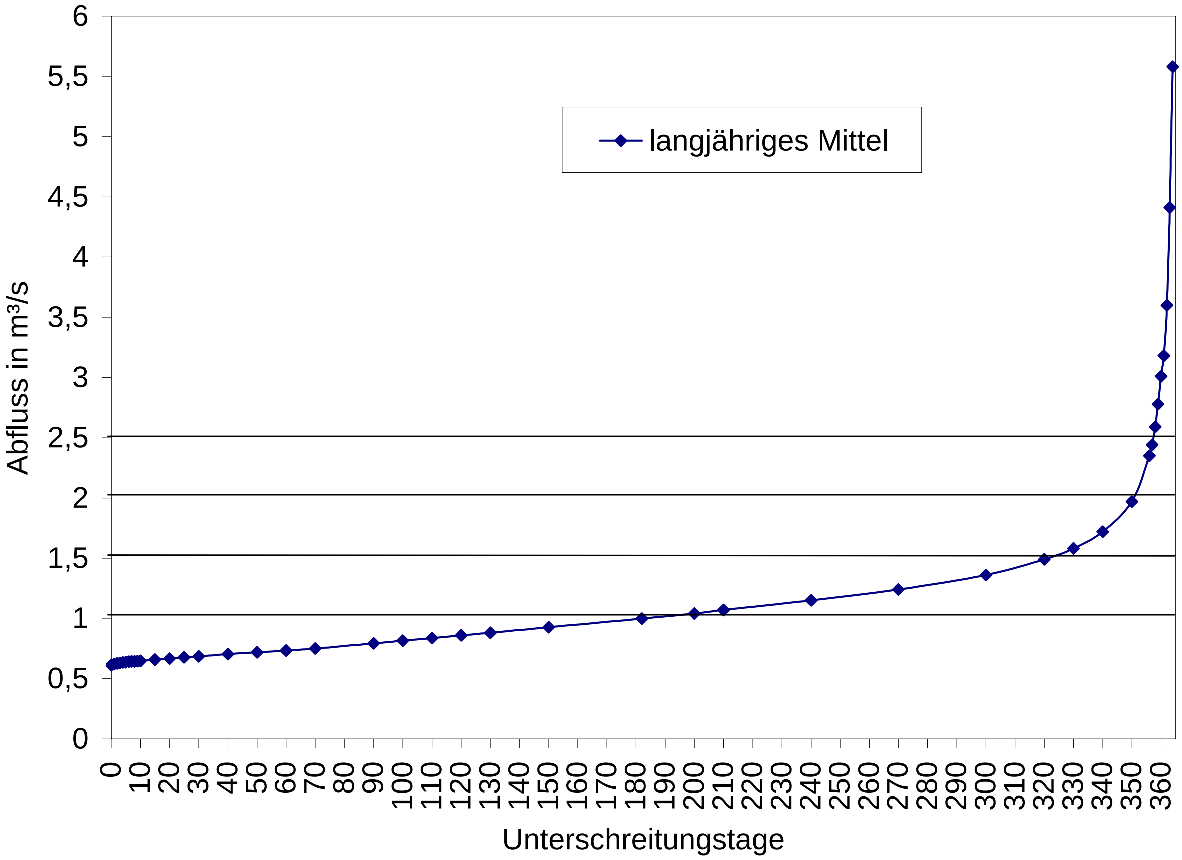


Abbildung 4-28: Unterschreitungsdauer in Tagen am Pegel Ubstadt im langjährigen Mittel, Unterteilung in Basis- und Ereignisabfluss

Die Berechnung der Immissionsfracht erfolgt unterteilt in eine Basis- und eine Ereignisfracht. Die Basisfracht umfasst die transportierte Stoffmenge im niedrigen und mittleren Abflussbereich, definiert durch Abflüsse kleiner als 2,5 m³/s. Die Ereignisfracht, die den Pegel während hoher Abflusswellen an nur wenigen Tagen im Jahr passiert, wird dazu addiert. Referenzpunkt ist der Pegel Ubstadt, der Gebietsauslass.

Tabelle 4-20: Abflussklassen und Anzahl an Tagen, an denen im langjährigen Mittel Abflüsse dieser Abflussklasse realisiert werden

Abflussklasse	Anzahl an Tagen
< 1,0 m³/s	182
1,0 – 1,5 m³/s	138
1,5 – 2,0 m³/s	30
2,0 – 2,5 m³/s	7
Summe	357

Zur Ermittlung der Basisfracht wurde aus dem Routinemessprogramm für jede der definierten Abflussklassen eine Fracht ermittelt. Die Stofffracht der einzelnen Abflussklassen wurde aus der mittleren Konzentration, dem mittleren Abfluss und der Anzahl der Unterschreitungstage in der jeweiligen Abflussklasse berechnet. Die diskreten Zahlenwerte sind in Kapitel 5.1.5 und 5.2.5 angegeben. Damit wurde die Basisfracht an 357 Tagen kalkuliert.

Die Ereignisfracht, die an den verbliebenen 8 Tagen mit Tagesmitteln des Abflusses von über 2,5 m³/s den Pegel passiert, wurde aus den Ergebnissen der Ereignisbeprobung hergeleitet. Aus allen automatisch beprobten Ereignissen wurden diejenigen extrahiert, die einen Abfluss von größer als 2,5 m³/s aufwiesen. Ihre Fracht wurde über eine abschnittsweise Multiplikation von Abfluss und Stoffkonzentration berechnet. Der Zeitraum des jeweiligen Tages, an dem der Abfluss kleiner als 2,5 m³/s betrug, wurde mit der durchschnittlichen Basisfracht beaufschlagt. Die Summe aller Ereignisse wurde schließlich auf einen Zeitraum von 8 Tagen bezogen.

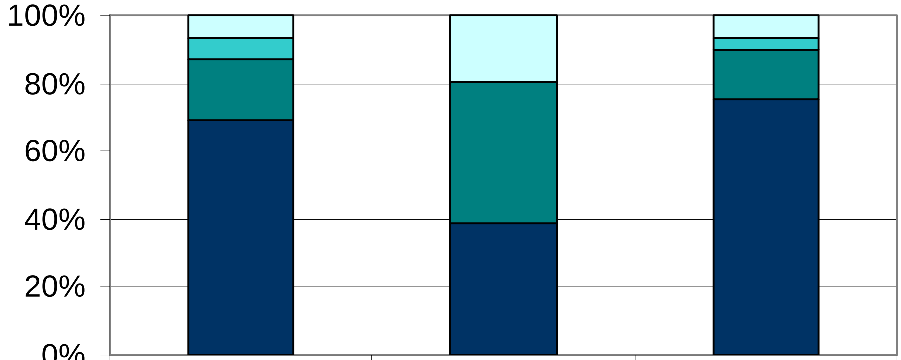
5 Stoffliche Eingangsdaten und pfadspezifische Einzelereignisse

5.1 Nährstoffe

5.1.1 Grundwasser

5.1.1.1 Nährstoffbilanz

Die Berechnung der Bilanzen (s. Kapitel 4.1.1) wurde für die einzelnen Kulturarten auf Gemeindeebene durchgeführt, dabei konnte nicht zwischen viehlosen und viehhaltenden Betrieben unterschieden werden. Grundlage sind die Daten zur Landnutzung und der Viehzählung aus den Veröffentlichungen des STATISTISCHEN LANDESAMTES BADEN-WÜRTTEMBERG (SLA, 1999) auf Kreis- und Gemeindeebene, außerdem Ertragsdaten, die von den ÄMTERN FÜR LANDWIRTSCHAFTS-, LANDSCHAFTS- UND BODENKULTUR (ALLB) stammen. Die genauen Eingangsdaten können hier nicht einzeln dokumentiert werden, da sie zu umfangreich sind. Einen Überblick über die Daten für die Stickstoffbilanz wird in Abbildung 5-1 gegeben, dort sind die Eingangsdaten flächengewichtet nach den Hauptkulturen aufgeführt.



	Ackerkulturen	Dauerkulturen	Dauergrünland
Atmosph. Dep.	19	19	19
organischer Dünger	17	0	10
Mineralisationspotential	50	40	40
Düngebedarf	194	37	212

Abbildung 5-1: Prozentuale Verteilung und absolute Zahlen der Stickstoffeinträge [kg N/ (ha·a)]

Die in Abbildung 5-1 dargestellten Zahlen ergeben sich aus:

- kulturspezifischem *Düngebedarf* entsprechend den Ernteerwartungen (mineralischer und 50 % des organischen Düngers) und
- Stickstoffmengen aus dem organischen Pool, die über das *Mineralisierungspotenzial* (Boden, Erntereste, Zwischenfrucht) bereitgestellt werden,
- 50 % des *organischen Düngers*, der nicht auf den Düngebedarf angerechnet wird und
- der *atmosphärischen Deposition*

Durch die in Kapitel 4.1.1 getroffenen Annahmen resultiert ein positives Saldo bzw. Überschuss. Der Anteil des Düngebedarfs an den gesamten Stickstoffeinträgen liegt zwischen 40 - 75 %, der Stickstoffanteil, der über den organischen Pool im Boden bereitgestellt wird, beträgt zwischen14 - 42 %, der der organischen Düngung bei 4 – 6 % und der der atmosphärischen Deposition zwischen 7 – 20 % an den gesamten Stickstoffeinträgen.

Die flächengewichteten Stickstoffüberschüsse sind in Abbildung 5-2 dargestellt. Die weißen Flächen stellen Siedlungs- und Waldflächen dar.

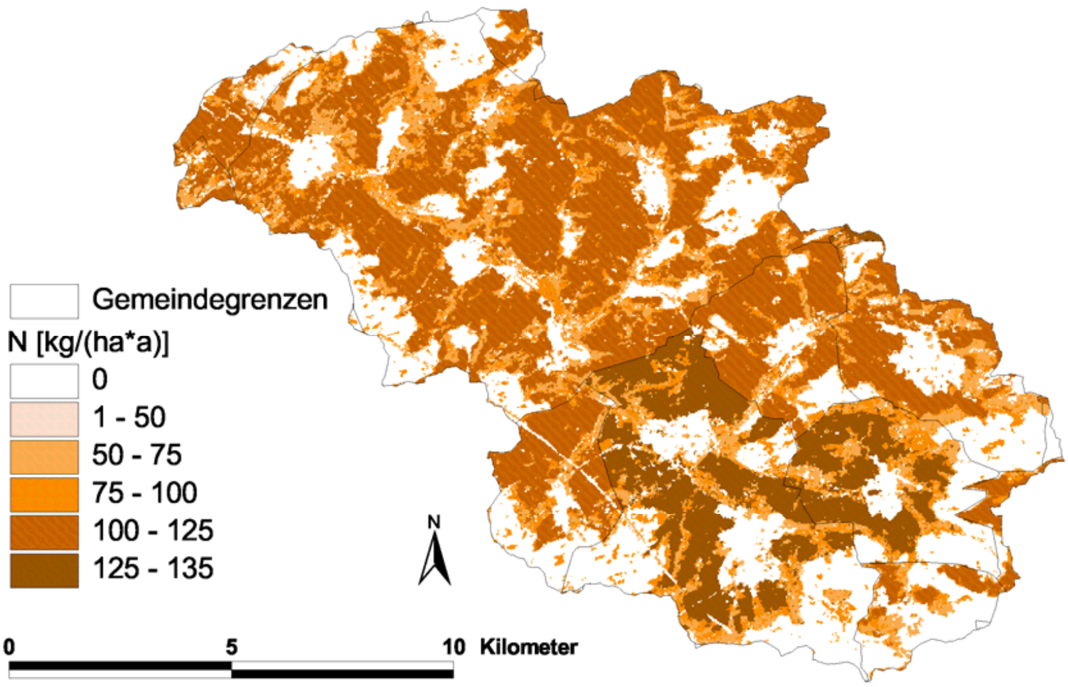


Abbildung 5-2: Flächenhafte Stickstoffüberschüsse der einzelnen Gemeinden

Deutlich zu erkennen sind die Gemeinden Oberderdingen und Kürnbach im Süden, die im Einzugsgebiet die höchsten N-Salden aufweisen (siehe auch Tabelle 5-1), dort sind mit rund 0,6 GV/ha die höchsten Dichten von Großvieheinheiten zu verzeichnen (siehe Abbildung 5-3). Die Stickstoffüberschüsse der Ackerflächen der übrigen Gemeinden liegen recht gleichmäßig zwischen 100 – 125 kg N/(ha·a), nur die Auebereiche, die überwiegend mit Grünland und Obstplantagen bzw. Streuobstwiesen bewachsen sind, zeigen mit 50 – 75 kg N/(ha·a) deutlich niedrigere Überschüsse. Der Mittelwert über das gesamte Einzugsgebiet beträgt 103 kg N/(ha·a).

Tabelle 5-1: Statistische Daten der flächengewichteten Stickstoffüberschüsse auf Gemeindeebene

Gemeinde	Mittel	Median	Max	Gemeinde	Mittel	Median	Max
Östringen	96	104	119	Oberderdingen	111	135	135
Ubstadt-W.	106	118	118	Bretten	105	118	118
Kraichtal	103	119	119	Kürnbach	106	129	129
Bruchsal	97	120	120	Zaberfeld	105	114	114
Eppingen	103	111	127	Sternenfels	89	82	129
Sulzfeld	90	105	114	Knittlingen	59	59	59
Zaisenhausen	104	114	129	Mittelwert	103	118	135

Der Vergleich mit den von Gamer (2001) ausgewerteten, Hof-Tor-Bilanzen auf der Basis von ca. 30.000 Betriebsabschlüssen baden-württembergischer Haupt- und Nebenerwerbsbetriebe über 15 Jahre erlaubt eine Einordnung der in Tabelle 5-2 dargestellten Ergebnisse. Für die verschiedene Betriebsformen ermittelte Gamer (2001) in den Gäulandschaften, zu denen das Kraichbacheinzugsgebiet zählt, die folgenden Überschüsse:

Tabelle 5-2: Stickstoffsalden (Gäulandschaften) der Betriebsbilanzen (aus: Gamer, 2001)

Betriebsform	Saldo [kg N/(ha·a)]	Betriebsform	Saldo [kg N/(ha·a)]
Marktfrucht	61	Veredelung	135
Futterbau	114	Gemischt	107

Die häufigste Betriebsform im oberen Kraichbach (Landkreis Karlsruhe) ist der Marktfrucht-Futterbau- bzw. Futterbau-Markfrucht-Betrieb. Der im Gebiet ermittelte mittleren Stickstoffüberschuss, der von den Marktfrucht-Futterbau-Betrieben geprägt wird, beträgt zwischen 89 und 106 kg N/(ha·a) und ist damit nahezu deckungsgleich mit den Ergebnissen von Gamer (2001). Auch die Überschüsse der Gemeinden mit erhöhtem Viehbesatz, die zwischen 129 und 135 kg N/(ha·a) liegen, zeigen eine sehr gute Übereinstimmung mit den Daten von Gamer (Futterbaubetriebe: 114 kg N/(ha·a), Veredelungsbetriebe: 135 kg N/(ha·a)).

Bach (1999) kommt in seiner bundesweiten Nährstoffbilanz Berechnungen in der Region zu Stickstoffüberschüssen von 61-80 kg N/(ha·a) und liegt damit deutlich unter den Ergebnissen von Gamer (2001) und dem Kraichbach.

Die Ergebnisse zeigen, dass eine Durchführung von Hof-Tor-Bilanzen auf regionaler Ebene mit dem Einsatz ortsspezifischer Daten eine gute Einschätzung der landwirtschaftlichen Nährstoffumsätze erzielt. Obwohl eine Auflösung der landwirtschaftlichen Daten unterhalb der Gemeindeebene nicht möglich ist, lassen sich Eintragsschwerpunkte sehr gut herausarbeiten. Schwerpunkte von Gewässerschutzmaßnahmen können die Gemeinden mit den höchsten Überschüssen sein oder besser die Kulturarten, die am stärksten zu den Überschüssen beitragen.

Abbildung 5-3 zeigt die mittleren Bilanzergebnisse der Kulturarten in den einzelnen Gemeinden.

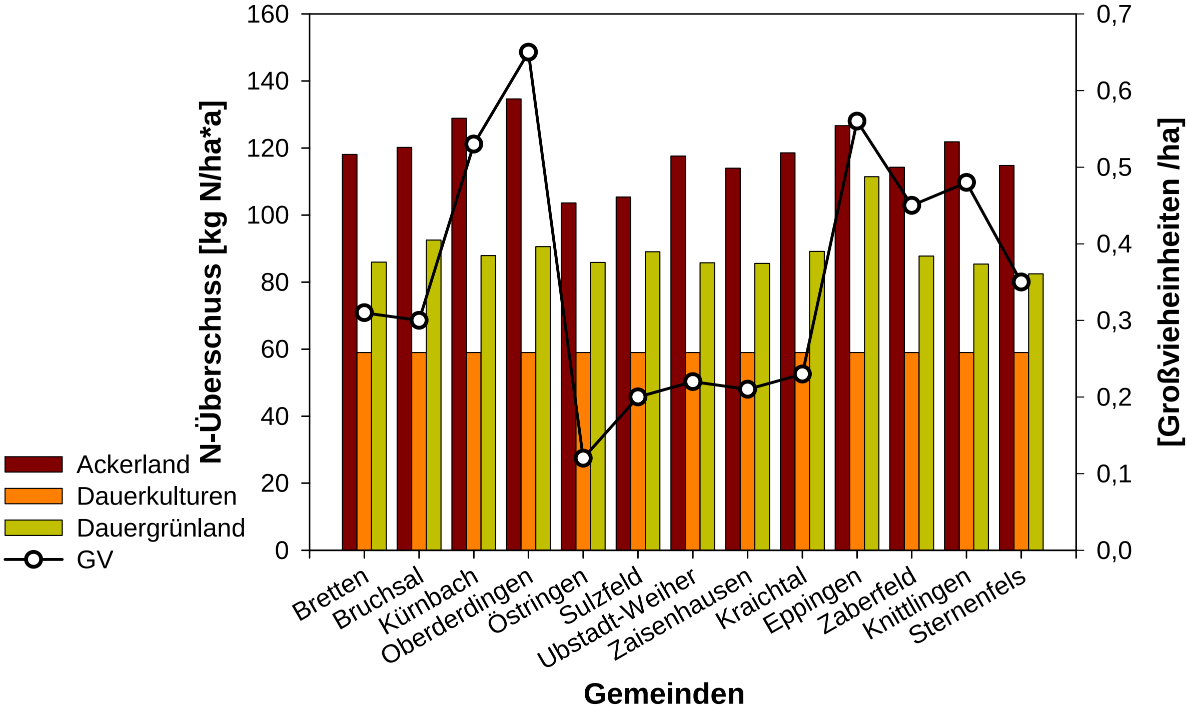
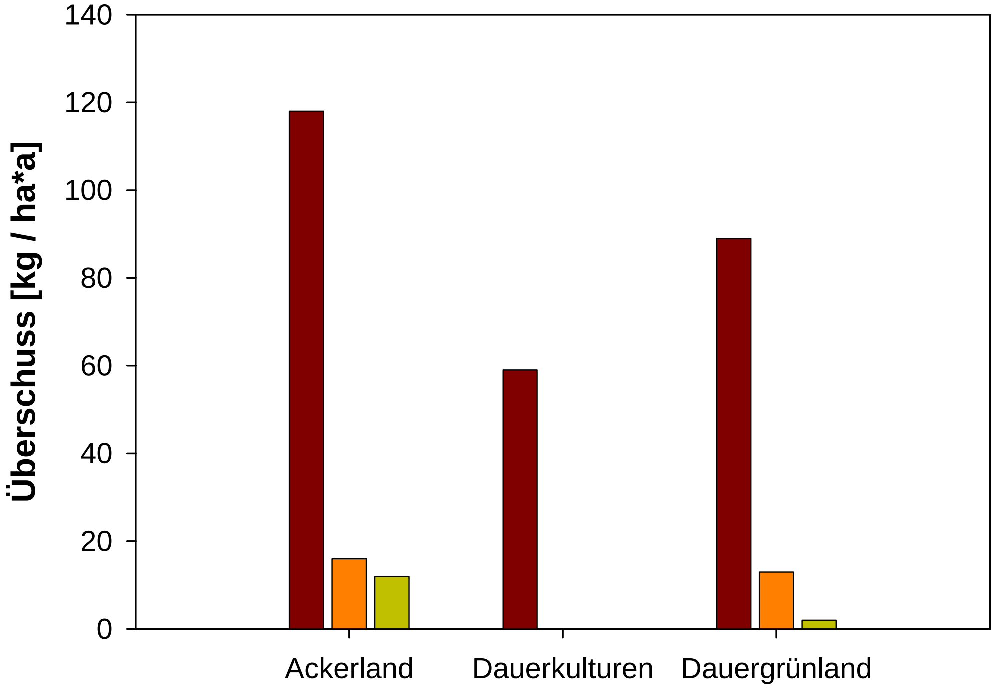


Abbildung 5-3: Flächengewichtete Stickstoffüberschüsse der einzelnen Kulturarten und Großvieheinheiten in den Gemeinden des Kraichbacheinzugsgebietes

Deutlich zu sehen ist der Unterschied der einzelnen Kulturarten: die Dauerkulturen (Obst, Rebland) zeigen die geringsten Überschüsse. Beim Dauergrünland kann der höhere Überschuss auf einen zusätzlichen Anteil organischen Düngers zurückgeführt werden, bei Ackerland schließlich kommen die Überschüsse durch einen höheren Anteil organischen Düngers zustande und durch das im Boden vorhandenen Mineralisierungspotential aus Ernteresten und Zwischenfrucht. Diese Ergebnisse stellen Mittelwerte dar, sie nivellieren damit teilweise Spitzenwerte in den Salden, die sich real durch die ungleichmäßige Verteilung der Wirtschaftsdünger auf nur einigen Getreidearten ergeben.

Ergebnisse der Nährstoff im Vergleich

Die Nährstoffbilanzen wurden ebenfalls für Phosphor und Kalium durchgeführt. Die Ergebnisse werden in Abbildung 5-4 den N-Salden gegenübergestellt.



Stickstoff
Phosphor
Kalium

Landnutzung	Ackerland	Dauerkulturen	Dauergrünland
Stickstoff	118	59	89
Phosphor	16	0	13
Kalium	12	0	2

Abbildung 5-4: Prozentualer Anteil des Nährstoffüberschusses am Nährstoffbedarf der einzelnen Kulturarten

Insgesamt liegen die Überschüsse deutlich unter denen von Stickstoff, bei den Dauerkulturen wurde methodenbedingt kein Phosphor- und Kalium-Saldo berechnet.

Die von GAMER (2001) ermittelten Phosphorüberschüsse der Hof-Tor-Bilanzen von ganz Baden-Württemberg liegen bei 7 kg P/(ha·a), die im Einzugsgebiet des oberen Kraichbach unseren Berechnungen zufolge durchschnittlich bei 14 kg P/(ha·a). Dieser Unterschied kann nur durch eine unterschiedliche Zusammensetzung des organischen Düngers zustande kommen. Da GAMER (2001) Betriebsbilanzen zugrunde lagen, handelt es sich in seiner Auswertung um das vertrauenswürdigere Ergebnis. Für die weiteren Immissionsberechnungen ist das aber nicht von Bedeutung, da das P-Saldo nicht als Eingangsdatensatz Verwendung findet.

5.1.1.2 Umsetzungsprozesse

Die Netto-Mineralisierung wird innerhalb der Stickstoffbilanz berechnet (siehe Kapitel 4.1.1), die Werte innerhalb des Einzugsgebietes liegen zwischen 40 und 50 kg N/(ha·a) (siehe Abbildung 5-1). Auf eine flächenhafte Darstellung wird wegen der geringen Unterschiede verzichtet.

Die Denitrifikationsraten im Oberboden werden auf Basis der Stickstoffüberschüsse nach Abzug der Immobilisierungsraten berechnet und sind in Abbildung 5-5 flächenhaft dargestellt. Siedlungs- und Waldflächen wurden erneut ausgenommen und sind weiß eingezeichnet.

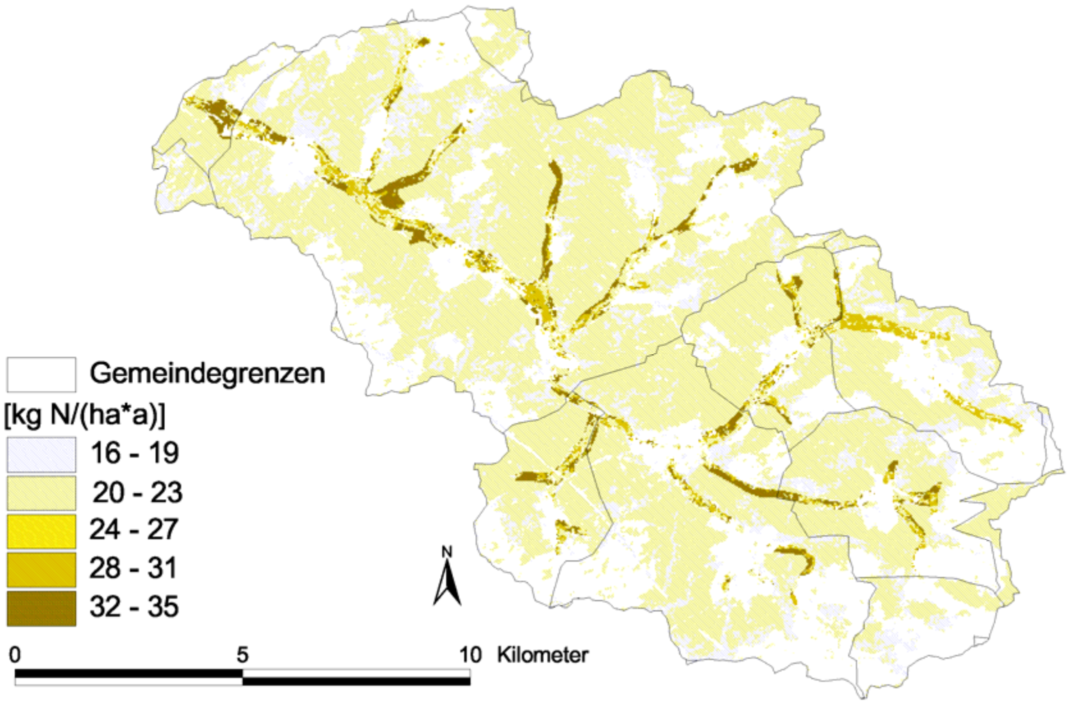


Abbildung 5-5: Flächendeckende Denitrifikationsrate im Einzugsgebiet des Kraichbachs

Maximale Denitrifikationsraten sind in den Auegebieten zu finden. Der große Bereich der Ackerflächen weist mit Raten zwischen 20 bis 23 kg N/(ha·a) weitgehend gleiche Bedingungen auf, die auf ähnliche Eingangsdaten zurückgehen: Die Stickstoffüberschüsse aus der Nährstoffbilanz auf diesen Flächen liegen mit 100 bis 125 kg N/(ha·a) auf einem vergleichbaren Niveau (siehe Abbildung 5-2). Die Denitrifikationsrate im Oberboden, als Anteil der Stickstoffüberschüsse, liegt im Mittel über die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche bei 29 %. Dabei weisen die Ackerflächen Werte von ca. 23 % auf, in den Auebereichen kommt es zu maximalen Denitrifikationsraten von 55 %.

Die flächendeckenden Stickstoffüberschüsse, die nach Abzug der Denitrifikationsrate im Oberboden für die Berechnung der Nitratkonzentration im neugebildeten Grundwasser relevant sind, zeigt Abbildung 5-6. Es wurde dieselbe Legende wie in Abbildung 5-2 gewählt, um die Unterschiede zu den Bilanzüberschüssen leicht erkennbar zu machen.

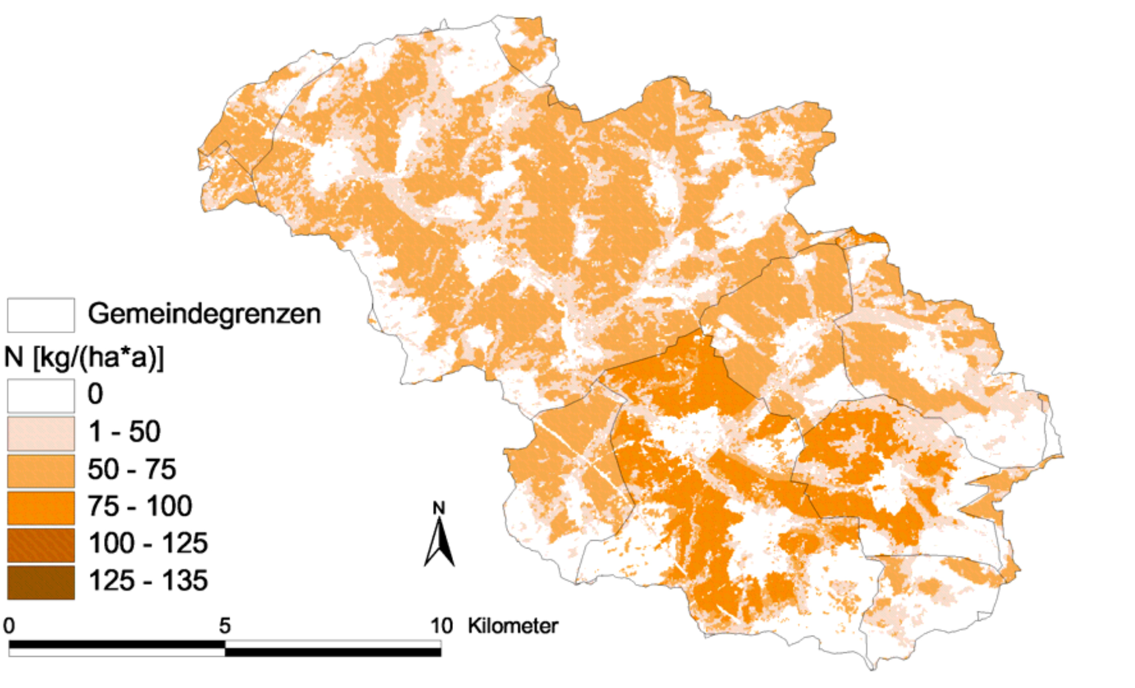


Abbildung 5-6: Flächendeckende Stickstoffüberschüsse im Einzugsgebiet des Kraichbachs nach Abzug der Denitrifikationsrate

Die Überschüsse liegen auf einem Großteil der Ackerflächen bei 50-75 kg N/(ha·a), nur in den Gemeinden Oberderdingen und Kürnbach im Süden liegen sie mit 75-100 kg N/(ha·a) aufgrund der Besatzdichte mit Vieh höher. Die niedrigsten Stickstoffüberschüsse weisen die Auebereiche auf, dort sind die Denitrifikationsraten sehr hoch und die N-Salden auf dem vorherrschenden Grünland und den Obstfeldern niedriger als auf Ackerflächen.

Eingangsdaten Phosphor

Es gibt im Einzugsgebiet des Kraichbachs keine Grundwassermessungen auf die zurückgegriffen werden oder anhand derer der angenommene Wert verifiziert werden könnte. Die von der LfU betriebenen Grundwassermessstellen liegen alle außerhalb des Untersuchungsgebietes und können ebenfalls nicht herangezogen werden. Auch über die Messungen der Dränagabflüsse kann keine Aussage über die Phosphatkonzentration im Grundwasser vorgenommen werden, weil Phosphat im Boden stark adsorbiert wird. Deswegen wurde nach MONERIS Baden-Württemberg (BEHRENDT, 2001) die Phosphatkonzentrationen im Grundwasser unter landwirtschaftlichen Flächen einheitlich mit 0,03 mg P/l angenommen.

Stickstoffeinträge ins Grundwasser

Die berechneten Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser in der Fläche zeigt die Abbildung 5-7.

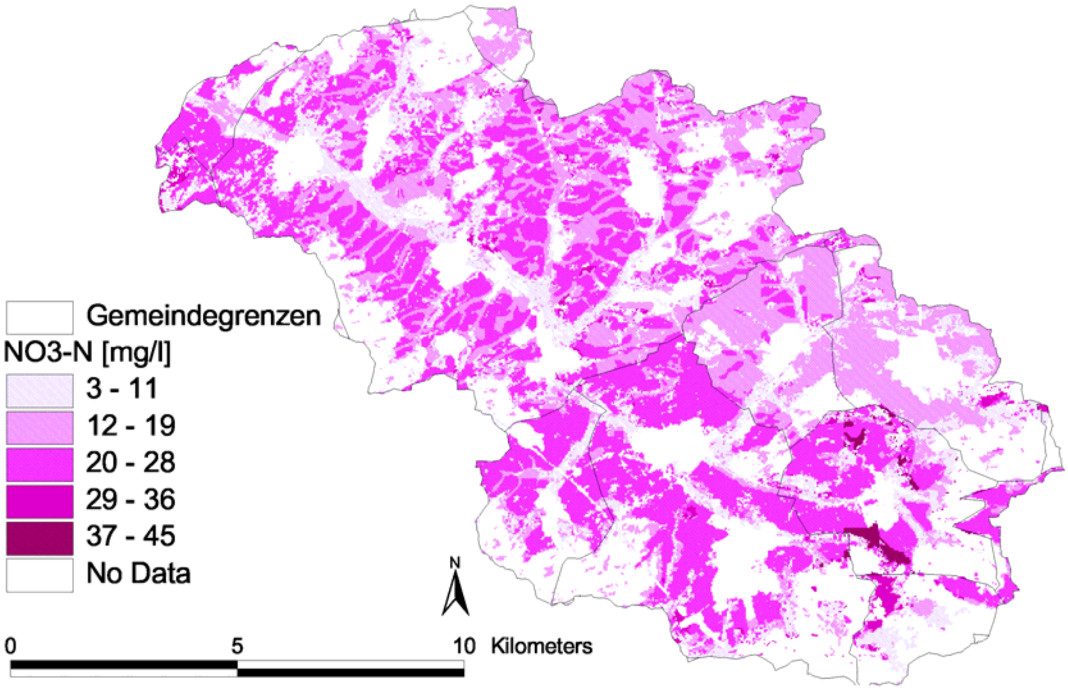


Abbildung 5-7: Flächendeckende Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser im Einzugsgebiet des Kraichbachs

Die Auebereiche des Kraichbachs weisen mit 3-11 mg N/l die niedrigsten Stickstoffkonzentrationen auf, aber auch die Verästelungen der Nebengewässer zeigen mit 12-19 mg N/l deutlich niedrigere Konzentrationen als die dazwischen liegenden Ackerflächen mit 20-28 mg N/l. Die Gemeinden Sulzfeld und Zaisenhausen im Westen fallen durch geringere Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser auf, die auf eine höhere Grundwasserneubildungsrate und damit einen Verdünnungseffekt zurückzuführen ist (siehe Abbildung 4-5). In der südlichen Nachbargemeinde Sulzfeld wurde dieselbe Grundwasserneubildungsrate berechnet, dort ist aber der Stickstoffüberschuss höher, was insgesamt zu einer höheren Stickstoffkonzentration führt. Die höchsten, sehr punktuellen Stickstoffkonzentrationen mit 37-45 mg N/l liegen ebenfalls in Sulzfeld. Zur Erklärung dieser Werte hilft die Betrachtung der eingehenden Größen, in diesem Fall des Austauschfaktors (Gleichung 4-7). Er setzt die Grundwasserneubildungshöhe in Beziehung zur Wasserspeicherkapazität des Bodens und beschreibt damit, wie oft sich das Bodenwasser innerhalb eines Jahres austauscht. Bei diesen „hot spots“ in Sulzfeld handelt es sich um Böden des Gipskeuperhügellandes, die nur eine geringe Wasserspeicherkapazität besitzen, das Bodenwasser wird einmal im Jahr komplett ausgetauscht (100 %) und der im Boden vorhandene, gelöste Stickstoff ausgewaschen. Im Mittel über das gesamte Einzugsgebiet beträgt der Austauschfaktor nur 50 %, d.h. das Bodenwasser wird nur zur Hälfte ausgetauscht und, ausgehend von einer gleichmäßigen Lösung der Stickstoffüberschüsse im Boden, wird auch nur die Hälfte des Stickstoffs ausgewaschen.

Eine Mittelung der Stickstoffkonzentrationen des Grundwassers unter landwirtschaftlicher Flächen ergibt 17 mg N/l (75 mg NO_3/l), werden die Waldflächen mit dazu gerechnet, unter denen pauschal ein N-Saldo von 4,9 kg N/(ha·a) (GEBEL, 2000) angenommen wird, sinkt die mittlere Stickstoffkonzentration im Einzugsgebiet auf 13,6 mg N/l (60 mg NO_3/l). Die Stickstoffkonzentrationen im Weiherbach, ein Teileinzugsgebiet des Kraichbachs, beträgt bis zum Pegel Menzingen 18,6 mg NO_3-N/l.

Vergleich mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser

Ein Vergleich mit gemessenen Nitratwerten im Grundwasser ist nur anhand des Baden-Württemberg-weiten Grundwassermessstellennetzes der Landesanstalt für Umweltschutz (LfU, 2003) möglich. Die regionalisierten Nitratkonzentrationen oberflächennaher Grundwassermessstellen im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs liegen zwischen 34,8 und 40 mg/l (7,8 und 9 mg NO_3-N/l), nur im östlichsten Bereich sind die Werte der höchsten Klasse mit Nitratkonzentrationen zwischen 40 und 78 mg/l (9 und 17,6 mg NO_3-N) zuzuordnen. Die in dem Projekt berechneten Nitratkonzentrationen in Abbildung 5-7 sind deutlich höher, wobei die räumlichen Schwerpunkte im östlichen Bereich des Einzugsgebietes vergleichbar sind.

Bei Betrachtung der hinter den regionalisierten Werten stehenden Messwerten der Grundwassermessstellen bestätigt sich, dass die Nitratbelastung kleinräumig sehr unterschiedliche sein kann und im Untersuchungsgebiet sowohl Messstellen mit mittlerer Belastung (25-35 mg/l = 5,6-7,9 mg NO_3-N/l) als auch hoher (>50 mg/l = 11,3 mg NO_3-N/l) zu finden sind.

Hinweise auf die Stickstoffgehalte im Boden liegen nur in Form von Tiefenmessungen des mineralisierten Stickstoffgehaltes im Boden vor, die während des Weiherbachprojektes gezogen wurden. Bis in 3-4 m Tiefe werden im Mittel Gehalte bis zu 60 kg N/ha gefunden, in einer Tiefe von 8 m übersteigen die mittleren Gehalte 30 kg N/ha nicht. Ob es sich hierbei um Verdünnung handelt oder es eine noch „wandernde“ Nitratschicht ist, kann aufgrund der vorhandenen Informationen nicht interpretiert werden. Auch wenn diese Messungen keine Aussagen zu den Nitratkonzentrationen im Sickerwasser treffen, zeigen sie die hohen Stickstoffmengen im Boden.

Stickstoffeinträge ins Oberflächengewässer

Um die Denitrifikationsrate in der gesättigten Bodenzone bis zum Eintritt in das Fließgewässer zu kalkulieren, wird die berechnete Nitratkonzentration im Grundwasser der gemessenen Nitratkonzentration im Gewässer gegenübergestellt. Aussagen über die Nitratkonzentrationen im Grundwasser können über die Verhältnisse bei Niedrigwasser im Winter gewonnen werden, wenn der Zufluss ins Gewässer (außer von Kläranlagen) nur vom Grundwasser gespeist wird und nur minimale Umsetzungsprozesse im Gewässer stattfinden.

Eine Betrachtung der Nitratwerte im Gewässer aus der Routinebeprobung am Pegel Ubstadt und Pegel Menzingen in Abhängigkeit vom Abfluss zeigt Abbildung 5-8.

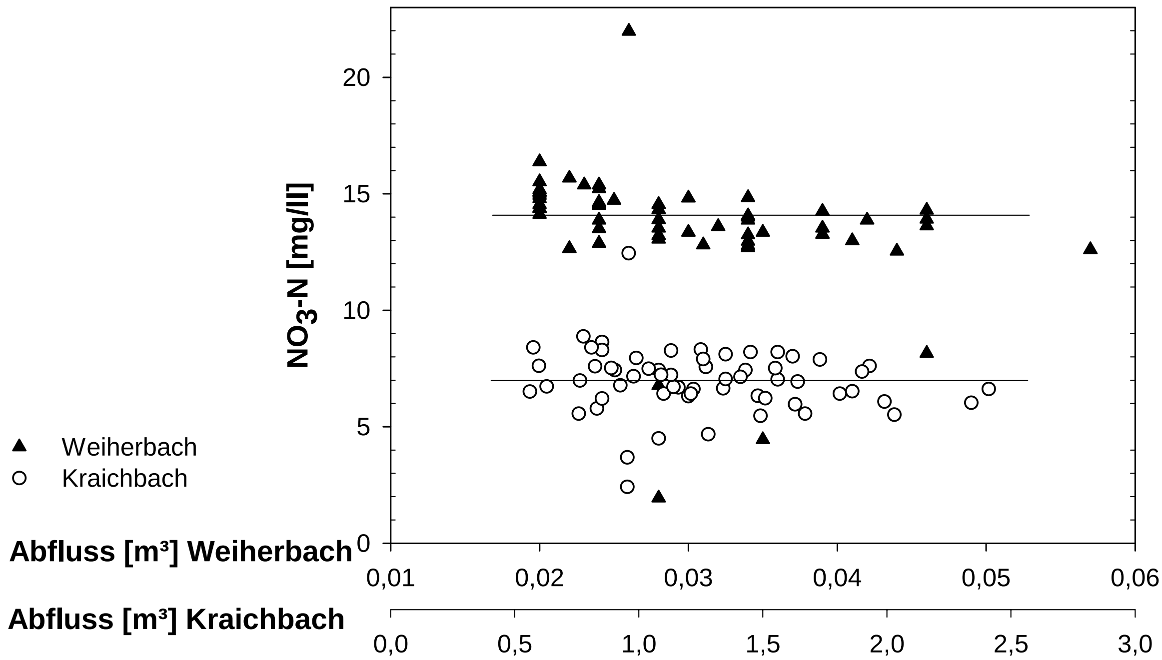


Abbildung 5-8: Nitratkonzentrationen am Pegel Ubstadt (Kraichbach) und am Pegel Menzingen (Weiherbach) in Abhängigkeit vom Abfluss, die durchgezogene Linie stellt den Median der jeweiligen Messstelle dar

Die Nitratkonzentrationen an den beiden Probestellen sind nahezu unabhängig von der Abflussmenge und weisen keine saisonalen Schwankungen auf. Dies weist auf einen über den gesamten dargestellten Abflussbereich großen Anteil gleichmäßig zuströmenden Grundwassers hin. Wären die schnellen Abflusskomponenten stärker beteiligt, müsste sich ein Verdünnungseffekt mit zunehmendem Abfluss andeuten. Die Nitratkonzentrationen im Kraichbach schwanken zwischen 5 und 10 mg NO_3-N/l, die im Weiherbach zwischen 13 und 17 mg NO_3-N/l. Der Weiherbach als Teileinzugsgebiet des Kraichbachs weist als stark landwirtschaftlich geprägtes Einzugsgebiet deutlich höhere Nitratkonzentrationen auf.

Zur Bestimmung des grundwasserbürtigen Nitratzustroms wird das Gewässer bei winterlichen Niedrigwasserbedingungen analysiert. Zu diesem Zeitpunkt wird der Abfluss nur aus natürlichen und Punktquellen gespeist. Da die Punktquellen bekannt sind und während der Trockenperiode nur aus dem Kläranlagenabfluss bestehen, kann ein Rückschluss auf den natürlichen Teil des Abflusses vollzogen werden. Die Umsetzungsprozesse im Gewässer während des Winters sind minimal und daher vernachlässigbar.

Bei Niedrigwasserbedingungen werden am Pegel Ubstadt im Gewässer Nitratkonzentrationen von 7,65 mg/l nachgewiesen. Nach Abzug des Kläranlagenanteils, der bei niedrigem Abfluss ca. 1/3 des Gesamtabflusses ausmacht, verbleibt eine Konzentration von 7,93 mg/l Stickstoff, die aus dem Basisabfluss stammt. Die Denitrifikationsrate, die sich daraus für das gesamte Einzugsgebiet integrierend errechnet, ergibt sich aus der berechneten Stickstoffkonzentration des neugebildeten Grundwassers (13,6 mg/l) vor Eintritt in die gesättigte Bodenzone bis zum Eintritt in den Vorfluter und beträgt %.

Tabelle 5-3: Gemessene Stickstoffkonzentration im Basisabfluss am Pegel Ubstadt und aus der Kläranlage und die daraus berechnete Stickstoffkonzentration des Grundwassers

	Abfluss [m³/s]	NO_3-N [mg/l]
Basisabfluss Gewässer, gemessen	0,58	7,65
Abfluss Kläranlage, gemessen	0,19	7,07
Grundwasser, berechnet	0,39	7,93

Die Denitrifikationsrate die sich bei Eintritt in die Gewässer zwischen der berechneten Stickstoffkonzentration im neugebildeten Grundwasser und der gemessenen Stickstoffkonzentrationen im Gewässer ergibt (58 %) entspricht nahezu der maximalen Denitrifikationsrate von 55 % in den Auebereichen (siehe Abbildung 5-5) und bestätigt die aktiven Umsetzungsprozesse in diesen Böden.

Die Verteilung der Umsetzungsprozesse und damit der Nitratkonzentrationen sind im gesamten Einzugsgebiet kleinräumlich sehr unterschiedlich. Gewässermessungen im Weiherbach, einem rein landwirtschaftlich geprägten Teileinzugsgebiet zeigen mit 14 mg NO_3-N/l (Median) die höchsten Nitratkonzentrationen von allen Messstellen (siehe Abbildung 5-9). Die berechnete Nitratkonzentration des Grundwassers dort beträgt 18,6 mg NO_3-N, hieraus ergibt sich eine Denitrifkation im Grundwasserkörper von 25 %. Die geringere Denitrifikationsrate ist auf die kürzere Verweilzeit im Grundwasserkörper zurückzuführen, da der Abstand zum Gewässer geringer ist. Durch die Dränierung der Quellen wurden die Feuchtwiesen in der Aue trockengelegt, so dass keine erhöhte Denitrifikation im Auebereich stattfindet.

Die gesamte Denitrifikationsrate im Einzugsgebiet des Kraichbachs, als Summe aus der mittleren Rate im Oberboden und in der gesättigten Zone, beträgt 87 % (siehe Tabelle 5-4).

Tabelle 5-4: Mittlere Dentrifikationsraten im Einzugsgebiet des Kraichbachs

Oberboden	Gesättigte Zone	Gesamt
29 %	58 %	87 %

Die Unterschiede in den Nitratkonzentrationen im Einzugsgebiet können durch die Routinemessungen, die im Einzugsgebiet über den Zeitraum von 2,5 Jahren durchgeführt wurden, veranschaulicht werden. Abbildung 5-9 zeigt die statistischen Auswertungen aller Nitratmessungen. Nähere Erläuterungen zum Messprogramm und den Analysen finden sich in Kapitel 5.1.5.

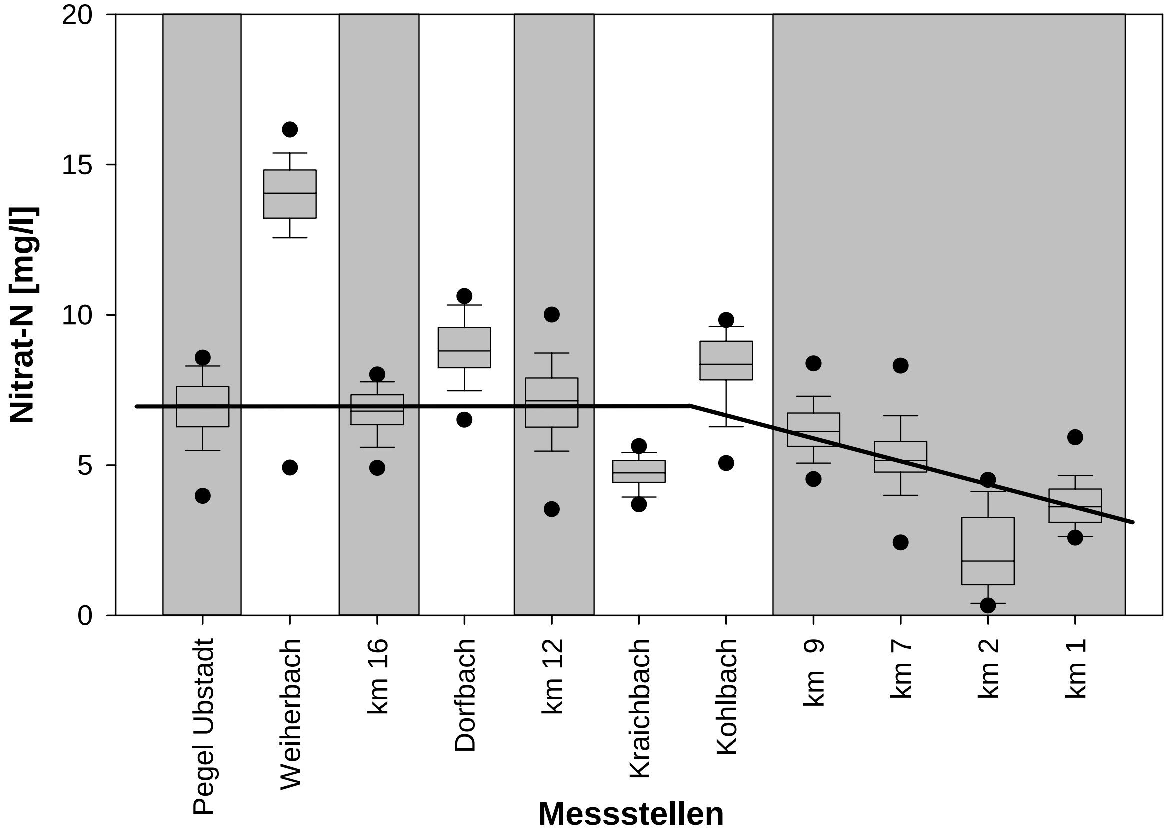


Abbildung 5-9: Statistische Auswertung (Box Plots) aller Nitratmessungen der Routineproben an den einzelnen Untersuchungsstellen

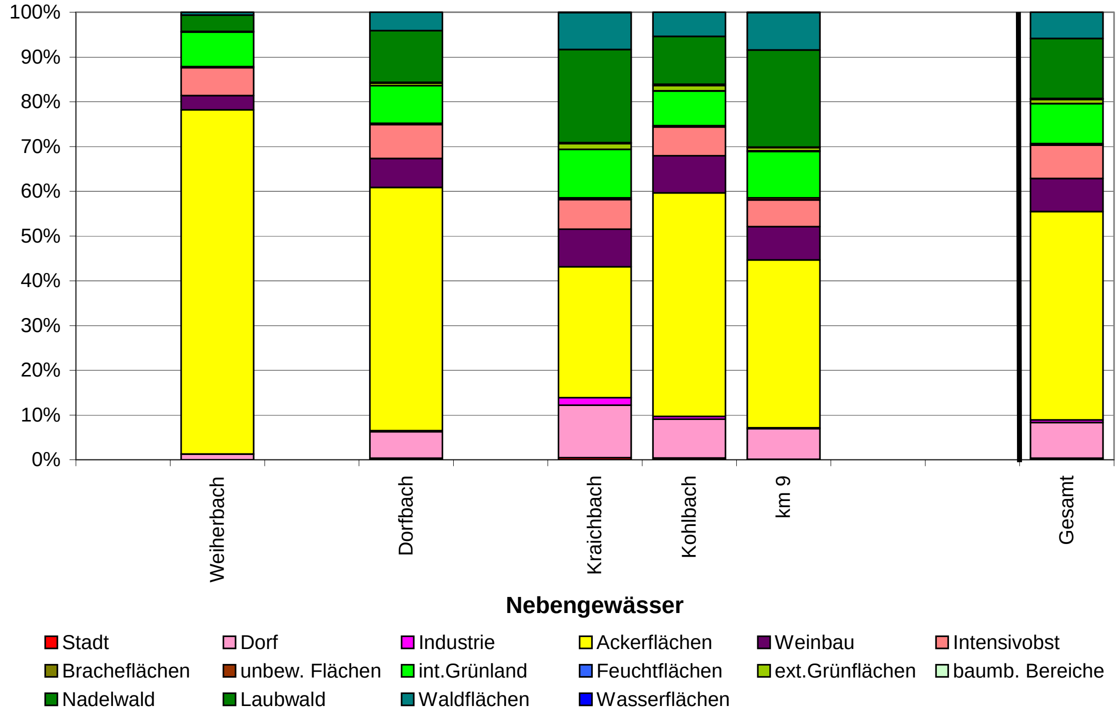


Abbildung 5-10: Landnutzungsverteilung in den Teileinzugsgebieten und im gesamten Einzugsgebiet

In der Abbildung 5-9 aufgeführt sind die statistischen Auswertungen der Nitratanalysen (als 5-, 10-, 25-, 50-, 75-, 90- und 95-Percentil) an den einzelnen Messstellen flussabwärts, beginnend am Oberlauf (km 1) ganz rechts auf der x-Achse und endend am Pegel Ubstadt. Die grau-unterlegten Box Plots zeigen den Verlauf des Hauptgewässers, die weißen die Nebengewässer, die am entsprechenden Gewässerkilometer in das Hauptgewässer münden.

Die Nitratkonzentration liegt im oberen Einzugsgebiet, das rein bewaldet ist, bei 3,7 mg NO_3-N. Der zwischen den Messstellen „km1" und „km2" liegende Fischteich wirkt als Nitratsenke. Danach ist ein kontinuierlicher Anstieg der Nitratkonzentration bis auf 6,2 mg NO_3-N an der Messstelle „km 9" zu verzeichnen, dann steigt die Nitratkonzentration im Hauptgewässer nur unwesentlich und bleibt bis zum Gebietsauslass „Pegel Ubstadt" gleichmäßig und mit nur geringen Schwankungen bei ca. 7 mg NO_3-N.

Die Nitratkonzentrationen der Nebengewässer liegen im Weiherbach mit 14 mg NO_3-N (Median) deutlich, im Dorfbach und Kohlbach mit 8,8 bzw. 8,4 mg NO_3-N (Median) etwas höher. Im Oberlauf des Kraichbachs hingegen sind sie mit 4,7 mg NO_3-N (Median) etwas niedriger.

Die Unterschiede in den Nitratkonzentrationen sind auf die Landnutzung im Einzugsgebiet zurückzuführen, mit höherem Ackeranteil nimmt auch die Nitratkonzentration im Gewässer zu. Ein Vergleich der Landnutzungsverteilung in den Einzugsgebieten der Nebengewässer mit dem gesamten Einzugsgebiet zeigt Abbildung 5-10. Im Weiherbach beträgt der Anteil der Ackerflächen an der gesamten Landnutzung knapp 80 %, was deutlich höher ist als der Anteil im Oberlauf des Kraichbachs (nur knapp 35 %). Im Einzugsgebiet des Humsterbachs liegt der Anteil der Ackerflächen mit ca. 37 % ebenfalls niedrig, die Nitratkonzentration im Gewässer (Messstelle „km 9") in Abbildung 5-9 zeigen dies. Die Nitratkonzentration des Dorfbachs liegt etwas höher als die des Kohlbachs und das spiegelt sich im Ackerflächenanteil wieder.

Ergebnisse

Insgesamt ergeben sich nach dem beschriebenen Ansatz die in Tabelle 5-5 aufgelisteten Nährstoffemissionen über das Grundwasser. Im Vergleich sind die Ergebnisse aus dem Vorprojekt (HAHN et al., 2001) aufgeführt.

Tabelle 5-5: Nährstofffrachten über das Grundwasser aus dem aktuellen Projekt („Kraichbach") und aus dem Vorprojekt (HAHN et al., 2001)

	N [t/a]	P [t/a]
Kraichbach	140	0,58
Vorprojekt	132	0,73

Die in den beiden Projekten ermittelten Nährstofffrachten kommen beim Stickstoff auf nahezu dasselbe Ergebnis, beim Phosphor sind die Frachten im Vorprojekt um 20 % höher. Zu berücksichtigen ist hierbei, dass die Eingangsdaten beim Stickstoff sehr unterschiedlich sind, sich dies im Ergebnis aber nicht niederschlägt. Im Vorprojekt sind die Nährstoffbilanzen von BACH (1999) eingegangen, die zu wesentlich niedrigeren Bilanzüberschüssen als den nun im oberen Kraichbach ermittelten führten (siehe Kapitel 5.1.1.1). Die in diesem Projekt abgeleiteten Umsetzungsraten der Stickstoffdynamik im Boden wiederum führen zu einer starken Verminderung der ins Grundwasser eingetragenen Stickstofffracht, die die Ergebnisse der beiden Projekte letztendlich wieder vergleichbar machen.

Beim Phosphor kommt der Unterschied in den Emissionen durch verschiedene Grundwasserneubildungsraten zustande, da bei beiden Projekten dieselbe Phosphatkonzentration im Grundwasser zugrundegelegt wurde. Die im Vorprojekt eingesetzte Grundwasserneubildungsrate orientiert sich an der hydrologischen Grundgleichung (siehe Kapitel 4.1.2) und liegt um ca. 20 % über der in LARSIM ausgegebenen Grundwasserneubildungsrate.

5.1.2 Erosion

Stoffliche Eingangsdaten

Die für die Nährstoffe angesetzten Oberbodengehalte sind in Tabelle 5-6 zusammengefasst. Die Herleitung dieser Werte ist in den folgenden Abschnitten beschrieben.

Tabelle 5-6: Stoffspezifische Oberbodengehalte für Nährstoffe $G_{BOD,\ N.P}$ [kg/(ha·a)]

N	P
1.550	1.000

Der Stickstoffgehalt des Bodens kann durch Bewirtschaftungsmaßnahmen nur langfristig und auch nur in geringem Maß verändert werden (WERNER et al., 1991). Zu mehr als 95 % befindet er sich in der organischen Substanz (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1992). Aus diesem Grund wird der Oberbodengehalt des Stickstoffs für flächenhafte Bilanzierungen häufig aus dem Humusgehalt berechnet, wenn Daten zum Stickstoffgehalt selbst nicht vorliegen (siehe z.B. NOLTE & WERNER, 1991; WERNER & WODSAK, (1994); F&N UMWELTCONSULT, 1997).

Da für das hier behandelte Testgebiet weder Angaben zur flächendifferenzierten Bestimmung des Stickstoffgehalts noch des Gehalts der organischen Substanz im Oberboden zur Verfügung stehen, wird auf Werte aus der Literatur zurückgegriffen.

In einer Auswertung von WERNER et al. (1991) von „244 breit gestreuten, ackerbaulich genutzten Böden in Hanglagen“ wiesen 70 % dieser einen N-Gehalt von 1.000 - 1.800 mg/kg auf. Repräsentative Untersuchungen im zum oberen Kraichbach gehörenden Einzugsgebiet des Weiherbachs ergaben für die Jahre 1992 - 1995 durchschnittliche Gesamtstickstoffgehalte auf Ackerflächen von 1.200 - 1.600 mg/kg (RITZ, 1996).

In Übereinstimmung mit den oben genannten Angaben wird für die Berechnung des Stickstoffeintrages über Erosion in dieser Arbeit von einem mittleren N-Gesamtgehalt von 1.550 mg/kg ausgegangen. Dieser Wert wurde der Untersuchung von SOMMER & MURSCHEL (1999) entnommen.

Der Bodengehalt des Phosphors wird deutlich häufiger gemessen als der des Stickstoffs, in Baden-Württemberg z.B. alle sechs Jahre im Rahmen der sog. „Grunduntersuchung“. Da die Messungen jedoch in der Regel im Rahmen der Düngeplanung/-beratung stattfinden, wird nicht der gesamte Phosphor gemessen, sondern nur der über eine der Calcium-Acetat-Lactatmethoden bestimmbare Anteil (in der Regel P_{CAL}). Es wird angenommen, dass dieser dem pflanzenverfügbaren Teil am Nächsten kommt.

Für das Testgebiet lagen anonymisierte Daten zum $(P_2O_5)_{CAL}$-Gehalt aus den Grunduntersuchungen der Jahre 1999 und 2000 vor (LUFA Augustenberg, 2001). Diese wurden ausgewertet bezüglich Bodenart, Nutzung und Lage (Gemarkung) der beprobten Parzelle.

Als sinnvollste Differenzierung ergab sich dabei die nach der Nutzung, sie ist in Abbildung 5-11 dargestellt.

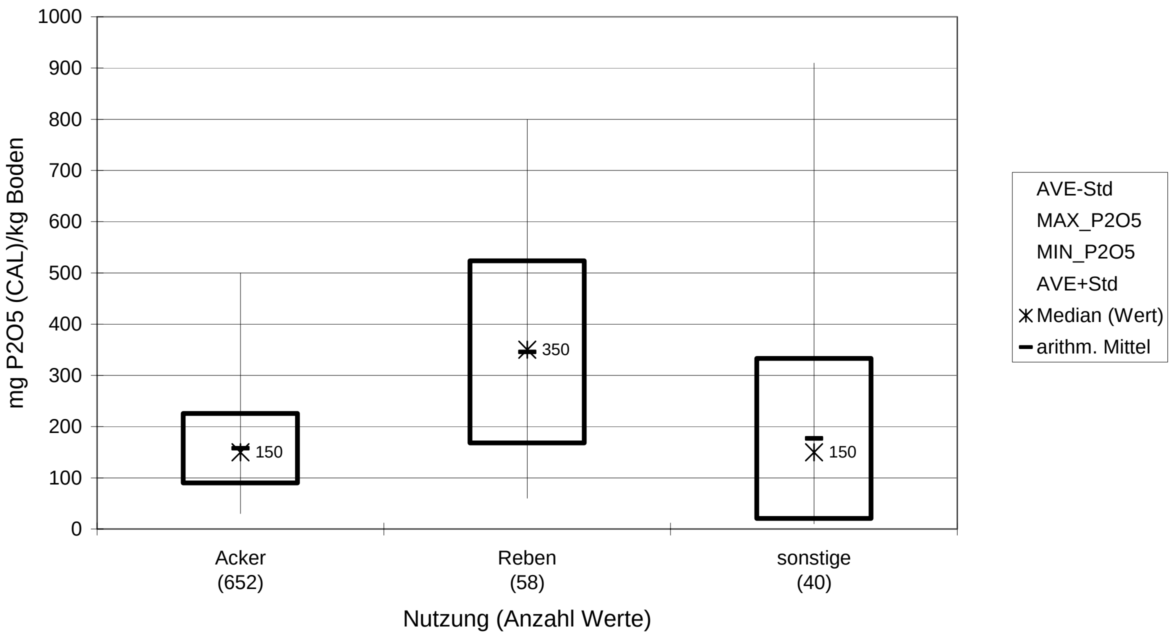


Abbildung 5-11: P_{CAL} Gehalte des Oberbodens im Testgebiet, differenziert nach der Nutzung der Parzelle (senkrechter Strich: Wertebereich; Box: Mittelwert +/- Standardabweichung; Stern: Median (Zahl: Wert d. Medians); waagerechter Balken: Mittelwert)

Die Abbildung zeigt, dass die Gehalte auf Ackerflächen am geringsten schwanken, während die Gehalte unter Wein weitaus mehr schwanken und zudem deutlich höher sind. Dies entspricht den Erfahrungen von WERNER et al. (1991), dass Sonderkulturen allgemein häufig weit über dem Bedarf gedüngt werden. Erwartungsgemäß schwankt der Wert für „sonstige Nutzungen“ am stärksten. Der Median ist jedoch mit dem der Ackerflächen gleich, so dass eine Differenzierung der $(P_2O_5)_{CAL}$-Gehalte nach „Acker und sonstiges“ sowie „Reben“ am sinnvollsten erscheint.

Es liegt nahe, aus den $(P_2O_5)_{CAL}$-Gehalten Oberbodengehalte für den Gesamtphosphor herzuleiten und dieses Vorgehen von anderen Autoren auch beschrieben bzw. praktiziert (NOLTE & WERNER, 1991; WERNER et al., 1991; F&N UMWELTCONSULT, 1997). Aufgrund der großen Unsicherheiten, die dieser Methode anhaften, wird von ihr hier aber Abstand genommen.

Versuchsweise wurde auch der von BEHRENDT et al. (1999) vorgeschlagene Weg begangen. Dabei wird ein mittlerer Oberbodengehalt für Gesamtphosphor für das Jahr 1955 als Funktion des Tongehalts des Bodens berechnet. Zu diesem „Startwert“ werden die kumulierten, aus statistischen Daten berechneten Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft addiert. Der somit berechnete, mittlere Bodengehalt (für das Jahr 1995) beträgt 1.162 mg/kg (MEINZINGER, 2000). Da diese Methode jedoch regionalspezifische Umstände nur sehr grob berücksichtigt (die Phosphorüberschüsse werden auf Ebene der Länder berechnet), soll der so berechnete Wert eher als Anhaltspunkt/Vergleichswert dienen. Einen weiteren Vergleichswert liefert die Studie von SOMMER & MURSCHEL (1999), die mit einem Bodengehalt von 1.000 mg/kg rechnen.

Als Basis zur Ermittlung von Phosphor Oberbodengehalten für unser Projekt dienten im Wesentlichen die Daten zweier Messkampagnen, die im Einzugsgebiet stattfanden. Die erste fand 1994 im Rahmen des Weiherbachprojektes statt. In dessen Einzugsgebiet wurden 28 Ackerflächen beprobt, der Mittelwert der Oberbodengehalte betrug 1.180 mg/kg bei einer vergleichsweise geringen Standardabweichung von 9 % (SCHERER, 2003).

Die zweite Messkampagne wurde im Rahmen des hier vorgestellten Projektes durchgeführt, im Jahre 2003 wurden 12 Ackerflächen im Gebiet um Gochsheim beprobt. Der Mittelwert des Oberbodengehalts von Phosphor beträgt dort 1.004 mg/kg und war damit fast identisch mit dem Median. Die Standardabweichung beläuft sich auf 17 %.

Generell zeigt sich, dass der über die Phosphorüberschüsse berechnete Oberbodengehalt sehr gut mit den gemessenen Werten im Weiherbach Einzugsgebiet übereinstimmt (auch die Berechnung bezog sich auf dieses Teilgebiet). Diese Methode wird trotzdem eher als Behelfsmaßnahme angesehen, die auf großen Skalen in Ermangelung von entsprechenden Grundlagendaten zum Einsatz kommen kann.

Die späteren Messungen um Gochsheim liefern etwas niedrigere Werte als die früheren im Weiherbachgebiet. Es kann nicht gesagt werden, ob dies bereits das Ergebnis einer sinkenden P-Düngung ist, oder ob davon ausgegangen muss, dass im Einzugsgebiet des Weiherbachs insgesamt hohe Nährstoffgehalte zu verzeichnen sind.

Für das Projekt wurde mit einem Phosphor-Oberbodengehalt von 1.000 mg/kg gerechnet. Eine gesonderte Berechnung von Weingärten, wie sie aufgrund der P_{CAL} Analysen naheliegt, musste aufgrund von mangelnden P_{GES}-Messdaten auf diesen Flächen entfallen.

Ergebnisse

Die Nährstoffemissionen, die sich aus Bodenerosion im oberen Kraichbach ergeben, sind in Tabelle 5-7 aufgelistet. Es fällt auf, dass das Verhältnis der Gesamtemissionen des Stickstoffs zu dem des Phosphors kleiner als 2:1 ist, wohingegen es zum Beispiel bei Kläranlagen und in der Summe der Emissionen in der Grobbilanz (HAHN et al., 2001) eher 10:1 oder mehr beträgt. Dies verdeutlicht, dass der Eintragspfad Erosion für Phosphor eine deutlich wichtigere Rolle spielt, als für Stickstoff. Die Ergebnisse der Grobbilanz (HAHN et al., 2001) bzw. bundesweiter Emissionsschätzungen (BEHRENDT et al., 1999) bestätigen dies: Ihnen zufolge verursacht die Bodenerosion 35 % (bzw. 21,7 %) der Phosphoremissionen, aber nur 2,7 % (bzw. 1,5 %) der Stickstoffemissionen.

Tabelle 5-7: Nährstoffemissionen $EER_{N,P}$ zufolge Bodenerosion im oberen Kraichbach in [t/a]

N	P
9,08	5,86

5.1.3 Mischkanalisationsüberläufe

Stoffspezifische Eingangsdaten

In der Festlegung von Konzentrationen, mit denen die berechneten Entlastungswassermengen beaufschlagt werden, wird auf den von BROMBACH & FUCHS (2003) zusammengestellten Datenpool zurückgegriffen. Dieser ist das Ergebnis eines ATV-Forschungsprojekts, welches das Ziel hatte, weltweite Daten von Konzentrationen verschiedener Schmutzstoffe zu sammeln und zu analysieren. Mehr als 400 Berichte aus dem Zeitraum von 1968 bis 2001 wurden gesichtet. Nachdem alle mehrfachen Zitate, Simulationsergebnisse und

Messergebnisse ohne Angabe des Probenahmeortes eliminiert wurden, konnte eine Datenbank mit 425 Datensätzen zusammengestellt werden. Unterschieden wurde dabei nach Trockenwetterabflüssen, Regenwasserabflüssen im Trennkanal, Mischwasserabflüssen und Überläufen. Zudem wurden statistische Auswertungen für einen weltweiten Datensatz und einen aus Zentraleuropa dokumentiert.

Der Median erscheint als der Wert, der am besten zur Berechnung von mittleren, jährlichen Entlastungsfrachten herangezogen werden kann, gewählt wurde der des Datensatzes aus Zentraleuropa für den Phosphor. Der entsprechende Wert beim Stickstoff basiert auf nur zwei Messungen, so dass der Median der Konzentrationen im Überlaufwasser des Datensatzes „Welt" gewählt wurde. Die Zahlenwerte sind in Tabelle 5-8 zusammengestellt.

Der für den Gesamtstickstoff im Überlaufwasser ermittelte Konzentrationswert von 12,61 mg/l erschien den Bearbeitern zunächst als zu hoch. Die LFU (RUF, 2003) nutzt in ihrer Modifikation des Modells MONERIS (BEHRENDT et al., 2001) für unser Gebiet einen nicht einmal halb so großen Wert (5,39 mg/l). Er wurde der Arbeit von BROMBACH & MICHELBACH (1998) entsprechend ermittelt. Diese baut, was den Gesamtstickstoff angeht, auf einem einzigen Literaturwert auf, welcher zudem durch ein Sichten des Originals (SCHULZ et al., 1992) nicht bestätigt werden konnte.

Auf der anderen Seite konnte der hier genutzte Wert durch Vergleiche mit Konzentrationen von TKN im Überlaufwasser der beiden Datensätze „Welt" und „Zentraleuropa" (in der Literaturstudie von BROMBACH & FUCHS, 2003), also insgesamt gestützt auf eine Datenbasis von 14 Literaturstellen, als plausibel eingestuft werden. Eine Modifikation des Werts wurde nicht mehr vorgenommen.

Tabelle 5-8: Nährstoff-Entlastungskonzentrationen $C_{MK,N,P}$ [mg/l] der Regenbauwerke (aus: BROMBACH & FUCHS, 2003)

N_{GES}	P_{GES}
12,61	1,00

Um die Erhöhung der mittleren Entlastungskonzentration abzuschätzen, die nach Abkopplungsmaßnahmen oder oberflächiger Ableitung zu erwarten sind, wird auf die im Rahmen des Projektes NIEDERSCHLAG (HAHN et al., 2000) erstellten Funktionen zurückgegriffen, sie lauten für Stickstoff (Gleichung) bzw. Phosphor (Gleichung):

$\rho_N = 1{,}0$ Gleichung 5-1

$\rho_P = 2{,}0110 \cdot \alpha_{AK}^2 + 0{,}0804 \cdot \alpha_{AK} + 1$ Gleichung 5-2

mit: ρ = Erhöhungsfaktor für die Entlastungskonzentration [-]

α_{AK} = Anteil, zu dem Flächen abgekoppelt werden/oberflächig entwässert werden [-]

An Gleichung kann man erkennen, dass für Stickstoff nicht von einem Erhöhungseffekt ausgegangen wird bzw. dieser vernachlässigbar ist. Dies ist auf die Dominanz der atmosphärischen Deposition innerhalb der diffusen Stickstoffquellen in urbanen Gebieten zurückzuführen. Da die atmosphärische Deposition jedoch alle Flächen gleichmäßig verschmutzt, gibt es hier keine „sauberen" und „weniger sauberen" Flächen. Werden also ausgewählte Flächen abgekoppelt, so ist das mittlere Stoffpotenzial von Stickstoff auf den verbliebenen Flächen nicht größer, der Erhöhungsfaktor ist also Eins.

Die Wirkung von Bodenfiltern ist schwer abzuschätzen, da sie sehr stark vom eingebauten Filtermaterial und der Betriebsweise (z.B. gedrosselt/ungedrosselt) abhängen. In SMUSI kann zumindest die Aufteilung der Wasserströme simuliert werden[1]. Es wird vorgeschlagen, die Konzentrationen des Anteils des Entlastungsabflusses, der nach einer Durchsickerung durch den Bodenfilter ins Gewässer geleitet wird, um einen Wirkungsgrad von Bodenfiltern abzumindern. Quantifiziert werden kann dieser Wirkungsgrad – als allgemeiner Wert – nicht. In Abhängigkeit vom eingebauten Filtermaterial und der umgesetzten Betriebsweise muss der Wirkungsgrad für die Nährstoffe von der/dem Modellanwender/in selbst abgeschätzt werden.

Ergebnisse

Aus den mit SMUSI bzw. KOSIM berechneten Entlastungswassermengen und den obengenannten Entlastungswasserkonzentrationen ergeben sich die in Tabelle 5-9 dargestellten Nährstofffrachten für den Emissionspfad „Mischkanalisationsüberläufe“.

Die Frachten der Grobanalyse waren deutlich kleiner: 70 % beim Stickstoff, 40 % beim Phosphor. Nur beim Phosphor lässt sich die Differenz durch die nun größere Entlastungsrate erklären, beim Stickstoff beträgt der Unterschied auch um die verschiedenen Entlastungsraten bereinigt noch 50 %.

Tabelle 5-9: Nährstoffemissionen $EMK_{N,P}$ im Testgebiet aus dem Pfad „Mischkanalisationsüberläufe“ [t/a]

Kanalnetz	Stickstoff	Phosphor
AZV „Oberer Kraichbach“	16,71	1,33
Stadt Kraichtal	6,67	0,53
Summe	23,38	1,85

5.1.4 Weitere Pfade

5.1.4.1 Kommunale Kläranlagen

Statistische Untersuchungen

Mit den Daten der Eigenkontrolle von 15 Kläranlagen aus zwei Jahren, die BÖSINGER (2000) für seine Arbeit zusammenfasste (siehe Kapitel [illegible]1 (kommunale Kläranlagen)), konnten anschließend noch weitere, statistische Auswertungen durchgeführt werden. Untersucht wurden die Unterschiede zwischen dem arithmetischen Mittel der gemessenen Werte, den in der Broschüre „Kläranlagen- und Kanalnachbarschaften“[2] angegebenen Konzentrationen und dem abflussgewichteten Mittelwert der gemessenen Ablaufkonzentrationen für den anorganischen Stickstoff und Gesamtphosphor.

Überraschenderweise wurde dabei festgestellt, dass z.T. erhebliche Unterschiede in den Konzentrationen der Nachbarschaftsbroschüren und dem Mittelwert der gemessenen Werte bestehen. Der Mittelwert der Abweichungen zwischen beiden Konzentrationsangaben betrug 18,9 % für Stickstoff und 2,9 % für Phosphor. Die Abweichung beim Stickstoff schrumpft auf

[1] Das Programm selbst schätzt die Eliminationsleistung über eine 100 %-ige Abscheidung der Feststoffe.

[2] jährlich herausgegeben vom ATV/DVWK-Landesverband Baden-Württemberg, Stuttgart

3,5 %, wenn die beiden größten Werte eliminiert werden, es bleiben jedoch hohe Standardabweichungen von 7,8 % (Stickstoff) und 17,7 % (Phosphor). Diese großen Unterschiede waren nicht erwartet worden, weil der in den Nachbarschaftsbüchern angegebene Wert eigentlich genau als arithmetisches Mittel der Messungen der Eigenkontrolle erhoben wird. Es konnte nicht geklärt werden, wie diese Diskrepanz in den Konzentrationsangaben zustande kommt, sicher ist aber, dass es sich nicht um Rundungsfehler handelt.

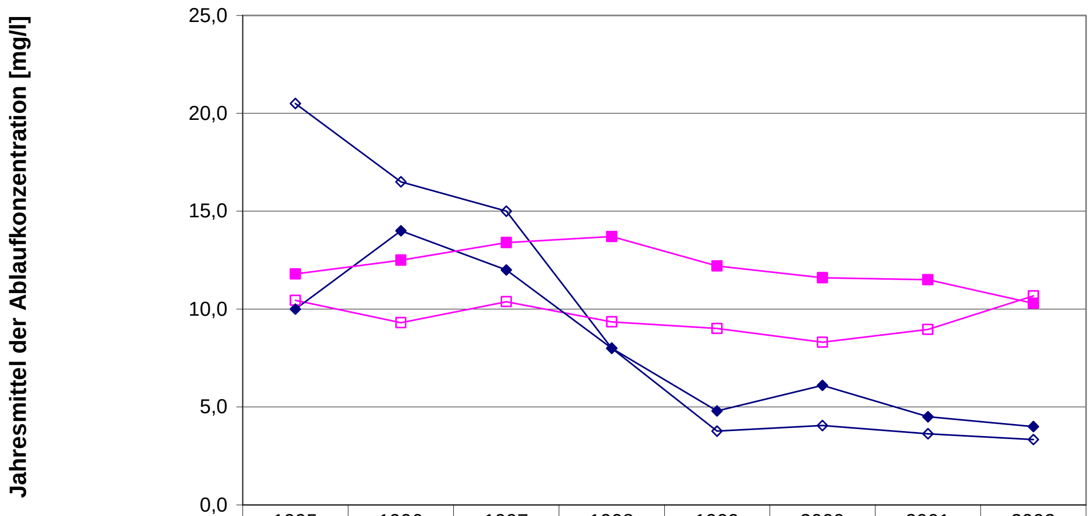
Die mittleren Abweichungen zwischen dem arithmetischen Mittel und dem abflussgewichteten Mittel der gemessenen Konzentrationen, welches zum Berechnen der „wahren“ Ablauffracht sicherlich das geeignetste ist, betrugen 1,5 bzw. 2,5 % für Stickstoff bzw. Phosphor. Hoch sind allerdings auch hier die Standardabweichungen: Bei Stickstoff beträgt sie 5,7 %, bei Phosphor sogar 9,7 %. Bei der vorliegenden Datenbasis (30 Kläranlagenjahre) lagen die über das arithmetische Mittel berechneten Konzentrationen beim Stickstoff in zwei Fällen über 10 % neben dem abflussgewichteten Mittel, beim Phosphor sogar in fünf Fällen.

Gründe für diese Abweichung können die Anzahl und (zufällige) Verteilung der Eigenkontrollmessungen sein, die fehlende Konstanz des Ablaufes oder das Maß der Veränderung der Konzentrationen bei veränderten Abflüssen. Auffallend war, dass es „typische“ Kläranlagen gibt, die bei einem oder sogar beiden Parametern in jeweils beiden Jahren zu auffallend hohen Abweichungen tendierten. Diese zeichnen sich aber weder durch eine auffallend geringe Anzahl an Stichproben, noch durch eine stark durchflussabhängige Höhe der Ablaufkonzentration oder eine große Streuung derselben aus.

Auswahl der verwendeten Konzentrationen

Um die beiden im Testgebiet liegenden Anlagen einschätzen zu können, wurden von jeder Kläranlage für jeweils ein Jahr versuchsweise die Ergebnisse der Eigenkontrolle in ein Tabellenkalkulationsprogramm eingegeben und das arithmetische Mittel mit dem abflussgewichteten Mittel verglichen. Die Abweichung betrug bei der Kläranlage in Unteröwisheim 1,3 % (Stickstoff) und 3,9 % (Phosphor), bei der Kläranlage Flehingen entsprechend 5,4 % und 0,5 %. Alle Werte sprechen dafür, die beiden Kläranlagen in die Kategorie der zuverlässig per arithmetischem Mittel zu schätzenden Anlagen einzuordnen, entsprechend wurde in der Berechnung im Rahmen des Projektes auch vorgegangen.

Abbildung 5-12 zeigt die Konzentrationen (arithmetisches Mittel aller Eigenkontrollmessungen eines Jahres) für anorganischen Stickstoff und Gesamtphosphor, die für die beiden betrachteten Kläranlagen genutzt wurden. Die Daten wurden von den Kläranlagen selbst bzw. vom Umweltamt (Landratsamt Karlsruhe) zur Verfügung gestellt.



	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
KA Flehingen Nanorg	20,5	16,5	15,0	8,0	3,8	4,1	3,6	3,3
KA Unteröwisheim Nanorg	10,5	9,3	10,4	9,4	9,0	8,3	9,0	10,7
KA Flehingen 10 x Pges	10,0	14,0	12,0	8,0	4,8	6,1	4,5	4,0
KA Unteröwisheim 10 x Pges	11,8	12,5	13,4	13,7	12,2	11,6	11,5	10,3

Abbildung 5-12: Für die Schätzung der Emissionen über den Pfad „kommunale Kläranlagen“ genutzte Jahresmittel der Konzentrationen von anorganischem Stickstoff $C_{KA,Nanorg}$ und Gesamtphorphor $C_{KA,P}$ [mg/l]

Da der in der Abwasserverordnung festgelegte Stickstoffparameter „Gesamtstickstoff“ nur die anorganischen Stickstoffspezies beinhaltet, muss zur Schätzung der gesamten Stickstoffemissionen noch der organische Teil addiert werden. Zum Zwecke der Frachtschätzung wurde deswegen häufig ein pauschaler Ablaufwert für organischen Stickstoff von 2 oder 2,5 mg/l angesetzt (s. BÖSINGER, 2000).

Mit der neuen Eigenkontrollverordnung vom 20. Februar 2001[3] wurde für das Land Baden-Württemberg jedoch auch der Gesamtstickstoff (als Summe von TKN, NO_3-N und NO_2-N) in den Katalog der in der Eigenkontrolle zu erfassenden Parameter aufgenommen. Es ist also damit zu rechnen, dass sich die Datenlage bezüglich des Ablaufs von organischem Stickstoff in der nächsten Zeit deutlich verbessert.

Für die Frachtschätzung im Rahmen dieses Projekts standen nur Daten bis einschließlich des Jahres 2002 zur Verfügung. Aus dieser Zeit liegt nur für die Kläranlage Flehingen ein Jahresmittelwert des organischen Stickstoffs im Ablauf vor: Der Wert beträgt 0,80 mg/l. Für die Berechnungen wurde von einer Konzentration des organischen Stickstoffs von 1,00 mg/l für beide Kläranlagen ausgegangen.

Ergebnisse

Die berechneten Emissionen von Nährstoffen aus den beiden kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs betragen für die Jahre 2001/2002 54,4 t/a Gesamtstickstoff und 5,35 t/a Gesamtphosphor. Um den Erfolg des Ausbaus der Kläranlage Flehingen zu demonstrieren, sind in Abbildung 5-13 die Frachten von anorganischem Stick-

[3] Verordnung des Ministeriums für Umwelt und Verkehr über die Eigenkontrolle von Abwasseranlagen (Eigenkontrollverordnung - EKVO) vom 20. Februar 2001, GBl. Nr. 7, 30. März 2001, S. 309 - 322

stoff[4] und Gesamtphosphor aus den Jahren 1995/95 und 2001/02 differenziert nach den Kläranlagen dargestellt. Deutlich ist die enorme Verringerung der aus der Kläranlage Flehingen stammenden Nährstofffracht zu erkennen, die um 68 % (anorganischer Stickstoff) bzw. 41 % (Gesamtphosphor) sanken. Die aus Punktquellen stammenden Nährstoffemissionen konnten so um 40 % bzw. 20 % reduziert werden. Bezogen auf den gesamten Stickstoff errechnet sich eine Reduktion von 35 %.

Der gewässerökologische Nutzen ist noch höher zu bewerten, als es durch den Vergleich der Stickstofffrachten demonstriert werden kann, da vor dem Ausbau die größte Menge des Stickstoffes als Ammonium emittiert wurde, danach als Nitrat.

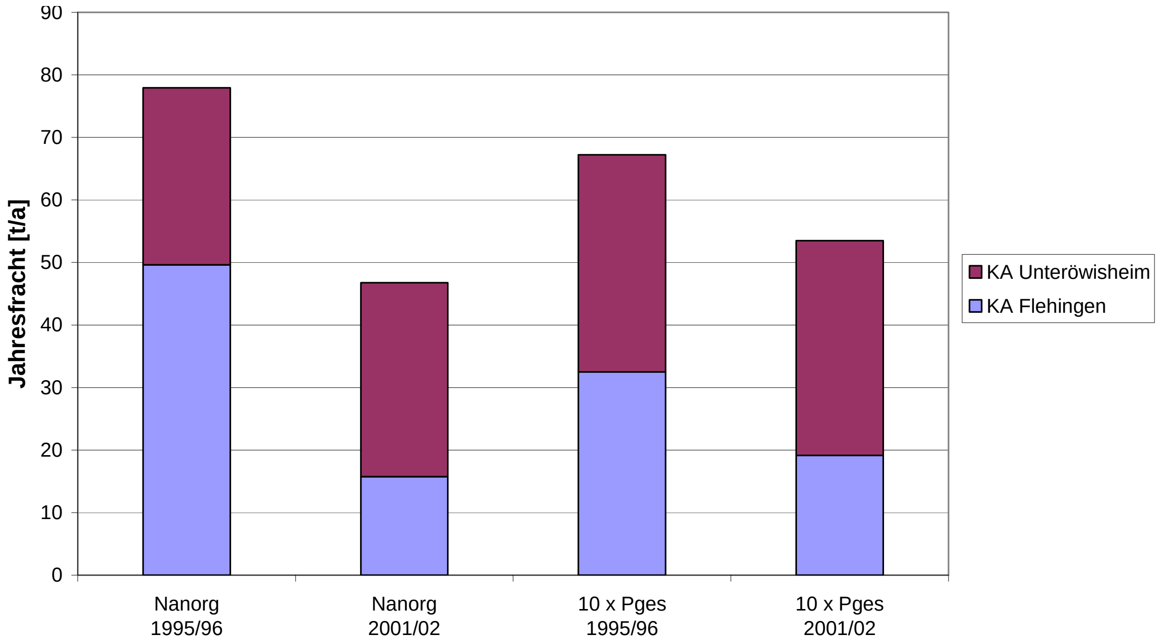


Abbildung 5-13. Nährstoffemissionen $EKA_{N,P}$ aus den kommunalen Kläranlagen im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs in den Jahren 1995/96 bzw. 2001/02

5.1.4.2 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche

Stoffliche Eingangsdaten

Die Messungen der Nährstoffemissionen durch die nasse Deposition stammen aus dem Weiherbachprojekt. Die Ergebnisse der dort von 1991 bis 1994 durchgeführten Messungen (BEUDERT, 1997) sind in Tabelle 5-10 aufgeführt. Sie werden auf das gesamte Untersuchungsgebiet des Kraichbachs übertragen. Die Daten entsprechen in der Größenordnung den von BEHRENDT (2001) in MONERIS Baden-Württemberg zur Anwendung kommenden Daten.

Tabelle 5-10: Stickstoff- und Phosphatdepositionsrate aus dem Weiherbachgebiet (BEUDERT, 1997)

	N [kg/(ha·a)]	P [kg/(ha·a)]
1991-1994	13,9-18,0	0,4-1
Mittlerer Wert	16	0,7

[4] nur diese Komponente, nicht der gesamte Stickstoff, wurden 1995/96 gemessen

Ergebnisse

In Tabelle 5-11 sind die ermittelten Nährstofffrachten durch die atmosphärische Deposition, im Vergleich zu denen in MONERIS Baden-Württemberg berechneten Frachten (BEHRENDT 2001) zu sehen.

Tabelle 5-11: Nährstofffrachten durch die atmosphärischen Deposition im Kraichbach und aus MONERIS Baden-Württemberg (BEHRENDT 2001)

	N [t/a]	P [t/a]
Kraichbach	0,24	0,01
MONERIS Baden-Württemb.	3,1	0,07

In MONERIS Baden-Württemberg (BEHRENDT 2001) wurden sowohl beim Phosphor als auch beim Stickstoff deutlich höhere Frachten für das Einzugsgebiet des Kraichbachs berechnet. Die Unterschiede sind aus den Eingangsdaten nicht nachvollziehbar, da wie oben schon erwähnt die Depositionsraten vergleichbar sind. Die eigentlich Gewässerfläche wird in MONERIS Baden-Württemberg um etwas 50 % geringer abgeschätzt als in diesem Projekt. Möglicherweise ist Wasserfläche aber auch über eine Näherung über die Einzugsgebietsgröße als wesentlich größer angenommen als sie eigentlich ist. Eine Bewertung der Ergebnisse bzw. der zugrundeliegenden Eingangsdaten ist daher leider nicht möglich.

5.1.4.3 Hofabläufe

Stoffliche Eingangsdaten

Die Nährstoffe, die über Hofabläufe eingetragen werden, stammen aus der Bewirtschaftung des Hofes. Überwiegend sind dies gelöste Stoffe (NH_4, NO_3, PO_4), die aus den organischen oder mineralischen Düngern der Betriebe stammen und Schwebstoffe, die bei Reinigungsarbeiten anfallen. Die stofflichen Belastungen der Hofflächen- und Dachabflüsse sind in der nachfolgenden Tabelle 5-12 aufgeführt.

Tabelle 5-12: Nährstoffbelastung von Hofflächen- und Dachabflüssen (aus: BEUDERT, 1997)

Hofflächen	Nges [mg/l]	Pges [mg/l]
verschmutzt, Viehhaltung ($C_{HO,v}$)	34,9	11,6
verschmutzt, Ackerbau ($C_{HO,v}$)	2,78	4,72
gering verschmutzt ($C_{HO,gv}$)	2,78	2,64
Dachflächen (C_{AD})	2,15	0,15

Die Konzentration im Dachabfluss wurde vereinfachend berechnet aus der im vorigen Kapitel benannten, atmosphärischen Deposition und der erwähnten Abflussmenge von Dächern.

Neben den Abflüssen durch Niederschlag kommt es insbesondere durch die Reinigung von Maschinen und Geräten zu zusätzlichen Eintragsfrachten in die Gewässer. Diese Stofffrachten wurden hofbezogen ebenfalls von BEUDERT (1997) errechnet, indem die Konzentration des Ablaufs vor Ort gemessen wurde und aufgrund der gängigen Reinigungspraxis eine Abflussmenge pro Hof abgeschätzt wurde (siehe Tabelle 5-13). Die

genannten Frachten werden ohne Änderung in die Berechnungen unseres Projekts einbezogen.

Tabelle 5-13: Betriebsspezifische Nährstofffrachten e_B aus der Fahrzeug- und Gerätereinigung (aus: BEUDERT, 1997)

	Nges [g/Hof]	Pges [g/Hof]
Einwintern	119	73
Bedarfswäsche	124	76
Summe	243	149

Ergebnisse

In Abbildung 5-14 sind die berechneten Nährstofffrachten dargestellt, die in den einzelnen Gemeinden über die Hofabläufe ins Gewässernetz verlagert werden. Deutlichen Beitrag dazu leisten die drei Gemeinden Kraichtal, Kürnbach und Oberderdingen, die die meisten Höfe mit dezentraler Entwässerung aufweisen.

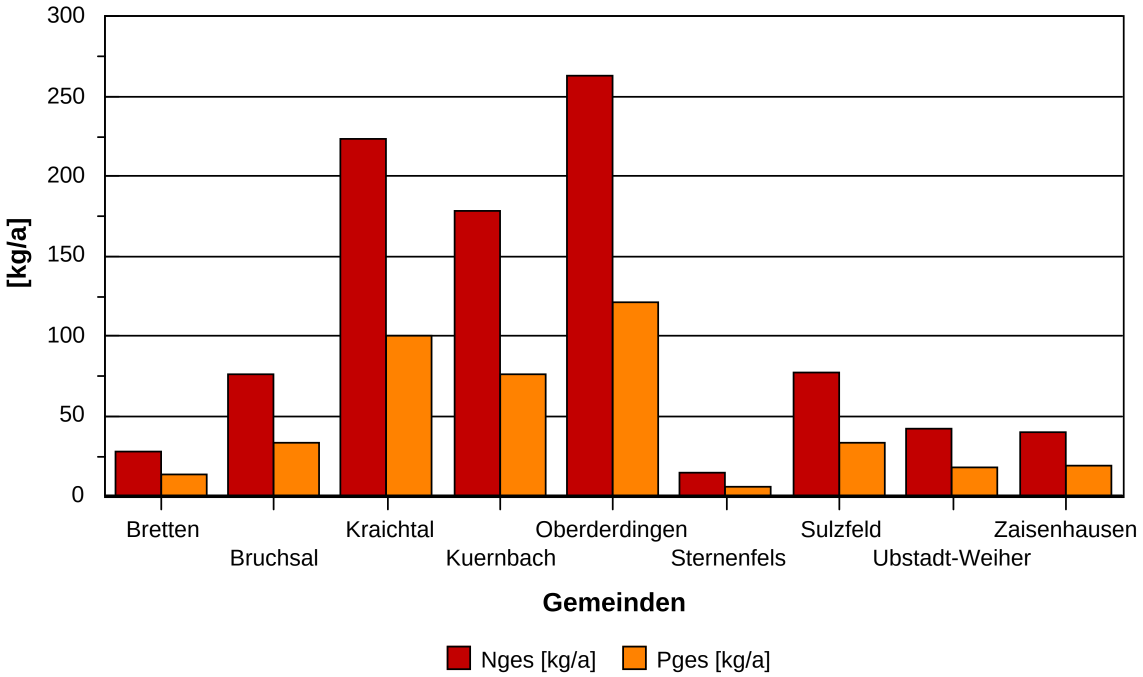


Abbildung 5-14: Stickstoff- und Phosphatgesamtfrachten $EHO_{N,P}$ von Hofabläufen der einzelnen Gemeinden

Der Nährstoffanteil, der von Viehhaltungsbetrieben ausgetragen wird, ist wesentlich höher als der Anteil aus Marktfruchtbetrieben. In Tabelle 5-14 sind die Ergebnisse getrennt nach den Betriebstypen für das gesamte Untersuchungsgebiet aufgeführt.

Tabelle 5-14: Nährstoffemissionen aus Hofabläufen von Marktfrucht- und Viehhaltungsbetrieben im gesamten Untersuchungsgebiet

	N [t/a]	P [t/a]
Marktfruchtbetriebe	0,28	0,16
Viehhaltungsbetrieb	0,67	0,27
Gesamt	0,95	0,42

Die IKSR (1999) berechnet die Emissionen aus Hofabläufen und Abdrift über einen Anteil an der Gesamtmenge des ausgebrachten Wirtschafts- bzw. Mineraldüngers. Für Wirtschaftsdünger wird dabei ein Anteil von 0,2 % und für Mineraldünger ein Anteil von 0,01 % abgeschätzt. Um einen Vergleich dieser Zahlen mit den hier ermittelten Ergebnissen ziehen zu können, wurde erneut davon ausgegangen, dass es sich bei den Nährstofffrachten aus Hofabläufen viehhaltender Betriebe überwiegend um Wirtschaftsdünger, bei den viehlosen Betrieben ausschließlich um Mineraldünger handelt. Die ausgetragenen Düngermengen pro Betrieb werden ins Verhältnis gesetzt zu den eingesetzten Nährstoffmengen, die aus den Nährstoffbilanzen bekannt sind. Danach gelangen 0,17 % des eingesetzten Wirtschaftsdüngers und 0,02 % des eingesetzten Mineraldüngers über die Hofflächen ins Gewässer. Während die ausgetragene Menge an Wirtschaftsdünger eine sehr gute Übereinstimmung mit dem Wert der IKSR (1999) zeigt, kommt die Berechnungen des Austrags aus Mineraldünger auf das Doppelte des von der IKSR (1999) kalkulierten Werts. Die Größenordnung der abgeschätzten Emissionsfrachten stimmt jedoch auch für den Mineraldünger überraschend gut überein.

Die betriebsbezogene Abschätzung der Emissionen über Hofabläufe dient dazu, lokale Austragsquellen innerhalb kleinerer Teileinzugsgebiete ausfindig zu machen. Insbesondere dann, wenn mehrere Höfe an einem kleinen Gewässer liegen und die Einträge im Verhältnis zur Abflussmenge des Gewässers ins Gewicht fallen können, wie dies z.B. am Weiherbach der Fall ist, ist die in diesem Projekt genutzte Methode von Vorteil bezüglich der späteren Definition bzw. Planung von Maßnahmen.

5.1.4.4 Abschwemmung von unbefestigten Flächen

Stickstoff

Stickstoff liegt im Boden zu über 95 % organisch gebunden vor, nur in seiner anorganischen Form als Nitrat ist er pflanzenverfügbar. Der Stickstoff, der als organischer Dünger appliziert wird ist zu ca. 50 % pflanzenverfügbar, er wird erst nach und nach in das pflanzenverfügbare Nitrat umgesetzt, anorganischer Dünger hingegen ist sofort verfügbar und durch seine gute Löslichkeit abschwemmungsgefährdet. Bereitgestellt bzw. mineralisiert wird Nitrat aber auch beständig durch die Humusschicht des Oberbodens bzw. den organischen Dünger.

Phosphat

Phosphor kommt in Boden überwiegend in Orthophosphat-Verbindungen vor. Als anorganisch gebundene Phosphate aus der Verwitterung von Ausgangsgestein oder als Umwandlungsprodukte aus Düngerphosphaten. Den größeren Anteil am Phosphor bilden organische Phosphorverbindungen in Phytaten oder gebunden in Pflanzen und Mikroorganismen. Der Übergang von Bodenphosphaten in die Bodenlösung kommt größtenteils durch die Desorption adsorbierter Phosphate zustande. Während das Adsorptionsvermögen eines Bodens abhängig von seiner Entwicklung und dem Maß an Oxiden, Hydroxiden und organischer Substanz ist, unterliegt die Desorption dem Einfluss

von Ionenzusammensetzung der Lösung und dem pH-Wert. Der Austrag löslicher Phosphat findet in erster Linie mit den oberflächlich abfließenden Niederschlägen statt, da der überwiegende Teil der Phosphate, der mit dem Sickerwasser in den Boden fließt in den oberen Bodenschichten durch Adsorptions- und Fällungsreaktionen gebunden wird (HAHN et al., 1992).

Stoffkonzentrationen

Eine jahreszeitliche Abschätzung der gelösten Stoffkonzentrationen in Abhängigkeit von den Düngegaben bzw. von den Bilanzsalden gestaltet sich als unsicher und unpraktikabel. Düngegaben können bei entsprechender Witterung und geringem Oberflächenabfluss während der Vegetationsperiode vom Pflanzenbestand voll genutzt werden, andererseits können unvorhergesehene Regenereignisse auch dazu führen, dass der Dünger praktisch komplett „abgewaschen“ wird (siehe Kapitel 7.2). Im Winterhalbjahr hingegen kann bei milden Temperaturen über die Humusschicht im Oberboden viel Stickstoff mineralisiert werden, der bei entsprechenden Witterungsbedingungen ebenfalls abgespült wird.

Für die Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenabfluss wurde auf die Untersuchungen im Weiherbach zurückgegriffen, einem Teileinzugsgebiet des Kraichbachs. Mit Messungen des Oberflächenabflusses bei Starkregenereignissen, Beregnungsversuchen und Laborextraktionen liegen spezifische Daten vor, die eine hohe regionale Aussagekraft besitzen (Tabelle 5-15).

Tabelle 5-15: Mittlere Nährstoffkonzentrationen von Messungen im Oberflächenabfluss (aus: BEUDERT, 1997)

	N [mg/l]	P [mg/l]
Mittelwert	4,03	0,37

Die Berechnung des Oberflächenabflusses erfolgt ausschließlich auf den landwirtschaftlichen Flächen. Für Brachflächen und unversiegelte, unbewachsene Flächen wurde von geringeren Stoffkonzentrationen im abgeschwemmten Wasser ausgegangen und nur die Hälfte der Konzentrationen eingesetzt.

Ergebnisse

Die Emissionen über Abschwemmung werden unter Verwendung der von LARSIM ausgegebenen Direktabflussmengen und der Nährstoffkonzentrationen berechnet. Der Unterschied im Abflussverhalten zwischen des Sommer- und Winterhalbjahres zeichnet sich in den absoluten Frachten ab wie in Tabelle 5-16 zu sehen ist.

Tabelle 5-16: Für das Einzugsgebiet des Kraichbachs berechnete Stickstoff- und Phosphorfrachten

	N [t/a]	P [t/a]
Sommerhalbjahr	4,6	0,4
Winterhalbjahr	15,4	1,3
Summe	20	1,7

In Abbildung 5-15 sind die Stickstofffrachten, die jährlich über Abschwemmung ausgetragen werden, flächenhaft abgebildet. Deutlich zeigt sich im südöstlichen Untersuchungsgebiet die aufgrund des erhöhten Direktabflusses deutlich größeren Stickstofffrachten. Von Siedlungs-

und Waldflächen wurde keine Abschwemmungsrate berechnet, diese Gebiete sind weiß dargestellt.

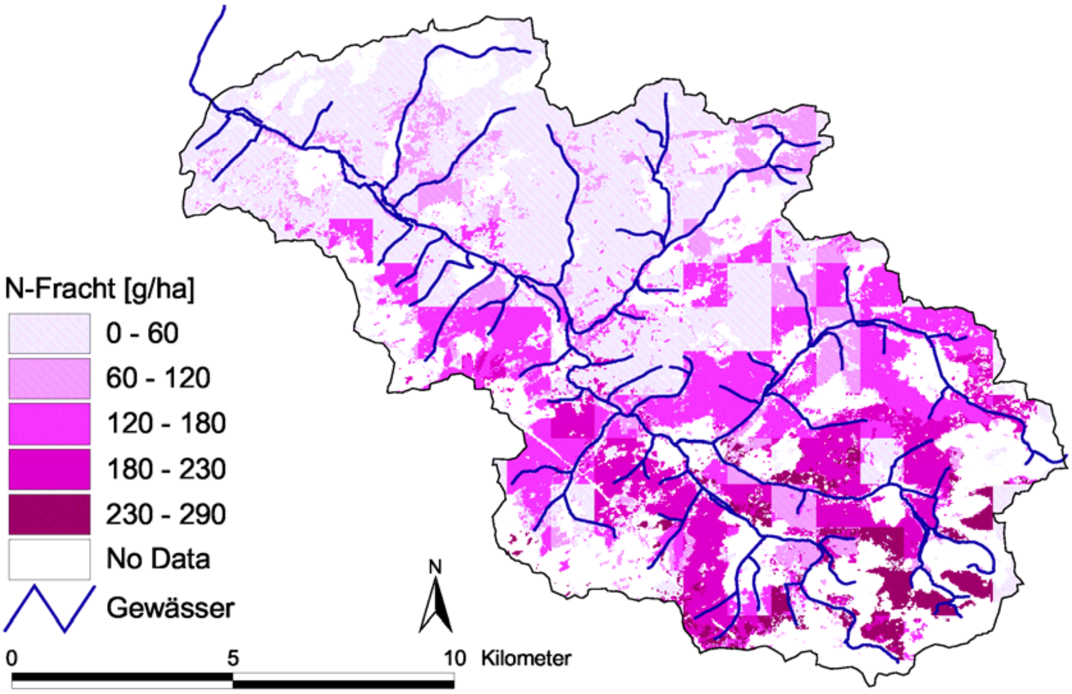


Abbildung 5-15: Berechneten jährlichen Stickstofffrachten [g/ha], die über Abschwemmung ausgetragen werden

Der Vergleich mit den im Vorprojekt (siehe Endbericht zum Vorprojekt, HAHN et al, 2001) abgeschätzten Frachten zeigt wesentlich geringere Stickstoffemissionen (Tabelle 5-17). Der Unterschied lässt sich allerdings nicht aufgrund der Eingangsdaten feststellen, denn die Kalkulation im Vorprojekt wurde auf Basis von flächenspezifischen Frachten durchgeführt. Für den Kraichbach waren keine geeigneten Daten vorhanden, deswegen musste auf ein vergleichbares Teileinzugsgebietes im Neckareinzugsgebiet zurückgegriffen werden. Aus diesem Teileinzugsgebiet wurde mittels der Gesamtimmissionen aus Abschwemmungen und der landwirtschaftlichen Fläche auf den spezifischen Abtrag pro ha zurückgerechnet. Durch diesen „top-down“- Ansatz kann es nur zu einer ungefähren Schätzung kommen.

Tabelle 5-17: Nährstofffrachten aus Abschwemmungen im Kraichbach und aus dem Vorprojekt (HAHN et al., 2001)

	N [t/a]	P [t/a]
Kraichbach	20	1,7
Vorprojekt	4,7	2,1

Hier zeigt sich, dass durch der Einsatz ortsspezifischer Daten das Ergebnis beträchtlich beeinflusst werden kann. Es sei an dieser Stelle noch einmal darauf hingewiesen, dass die Direktabflussanteile die LARSIM ausgibt relativ hoch sind und dass eine Veränderung dieser Eingangsdaten natürlich einen großen Effekt auf die berechneten Frachten hat.

5.1.4.5 Dränagen

Stickstoff

Der Austrag von Nitrat erfolgt in gelöster Form. Zu hohen Nitratkonzentrationen in Dränagen kommt es durch den Bilanzüberschuss auf den landwirtschaftlichen Flächen, der durch organische Düngergaben zustande kommt, die nicht auf den Nährstoffbedarf der Pflanze angerechnet werden, durch geringere Erträge, durch klimatische Ereignisse oder durch das über Jahre hinweg angereicherte Mineralisationspotential in den Böden.

Phosphor

Phosphor kann gelöst und partikulär ausgetragen werden. Der Austrag von gelöstem Phosphat von landwirtschaftlichen Flächen kann nach BROOKES et al. (1997) sehr stark variieren, es gibt Hinweise darauf, dass eine Akkumulation von Phosphor im Oberboden zu höheren Austrägen führt. Er fand auf der Untersuchungsfläche eine kritische Konzentration heraus über der die P-Konzentrationen im Dränagewasser signifikant anstiegen. Der kritische Punkt lag bei 60 mg $NaHCO_3$-extrahierbares P/kg (Olsen-P) und dürfte vergleichbar sein mit der CAL-Methode. Auch MOKRY (1999) konnte für einen sehr hoch versorgten Acker (>>100 mg P_2O_5/ 100 g Boden) mit 0,42 mg/l Pges einen geringfügig höheren Austrag feststellen als gegenüber einer gering versorgten Vergleichsfläche (10 mg P_2O_5/ 100 g Boden) mit mittleren Konzentrationen zwischen 0,12 und 0,32 mg/l Pges. Bei normal versorgten Ackerflächen (ca. 20 mg/ 100 g Boden – Düngungsstufe C) ist der Austrag an gelöstem Phosphor gering. BEUDERT (1997) konnte bei Messungen im Weiherbach feststellen, dass neben Zeiträumen, in denen die Vorkommen von Phosphor in Dränagen unter der Nachweisgrenze lagen, es wahrscheinlich bei Niederschlagsereignissen durch Makroporenfluss zu Konzentrationsspitzen bis 0,19 mg/l PO_4-P kam, partikuläres Phosphor konnte er im Dränagewasser nicht nachweisen.

Nährstoffkonzentrationen

Die Dränagekonzentration für Stickstoff basieren auf den Überschüssen der Stickstoffbilanz. Es wurde die Annahme getroffen, dass nicht die gesamten errechneten Stickstoffüberschüsse die Dränagekonzentrationen bestimmen, sondern dass von dem errechneten Mineralisierungspotential 50 % im Boden immobilisiert werden und daher nicht austragsgefährdet sind.

Zur Berechnung der Dränagekonzentrationen werden für Phosphor der Mittelwert von Messungen aus dem Untersuchungsgebiet verwendet (siehe weiter unten). Die eingesetzten Nährstoffkonzentrationen sind in Tabelle 5-18 aufgeführt.

Ergebnisse

Zur Quantifizierung der Stickstoffeinträge aus Dränagen wird zunächst die Stickstoffkonzentration aus den Dränageabflüssen über die Stickstoffüberschüsse, abzüglich des Mineralisationspotentials, und der Sickerwassermenge berechnet. Für Phosphor werden Mittelwerte eigener Messungen herangezogen, die Ergebnisse werden mit den im Vorprojekt (HAHN et al., 2001) in MONERIS berechneten Frachten verglichen, Tabelle 5-18 zeigt die Ergebnisse

Tabelle 5-18: Berechnete Nährstoffkonzentrationen und Frachten aus Dränagen

	Stickstoff Ansatz	Phosphor Messungen
Konzentrationen	12,5 mg/l	0,11 mg/l
Einträge aus Dränagen	0,02 t/ha	0,17 kg/ha
Dränagefrachten im EZG	12,33 t/a	0,093 t/a
Vorprojekt (MONERIS)	33 t/a	0,14 t/a

Die Unterschiede zum Vorprojekt resultieren aus einer im Vorprojekt 50 % höher angenommenen Sickerwasserrate und höheren Dränflächenanteilen.

Die Stickstoffkonzentrationen im Dränagewasser, die mit dem Ansatz berechnet wurden sind vergleichbar mit den Messungen in Abbildung 5-16, er liegt mit 12,5 mg/l genau zwischen den beiden Mittelwerten der beprobten Dränagen (13,8 m/l bzw. 9,2 mg/l].

Messungen

Eigene Stichproben von Dränageabflüssen im Untersuchungsgebiet sind in Tabelle 5-19 aufgeführt, eine Messreihe von zwei Dränageauslässen in Abbildung 5-18. Die Daten zeigen unterschiedliche Konzentrationen in Abhängigkeit von der Nutzung. Unter Brachflächen sind die Austräge über die Dränagen durchweg geringer als unter bewirtschafteten Ackerflächen.

Tabelle 5-19: Stichproben aus Dränageabflüsse im Untersuchungsgebiet (n.b. – nicht bestimmt)

Gewässer	Landnutzung	NO_3-N [mg/l]	PO_4-P [mg/l]	Datum
Kraichbach, Dränage A	Acker	15,7	n.b.	21.02.01
Kraichbach, Dränage A	Acker	13,2	0,15	05.08.02
Kraichbach, Dränage B	Acker	5,6	n.b.	21.02.01
Kraichbach, Dränage B	Acker	12,9	0,20	05.08.02
Weiherbach/ Flehingen	Brache	1,0	n.b.	18.04.01
Götzengrund	Acker	14,6	0,03	25.06.02

Die Messungen der Dränageabläufen von BEUDERT (1997) am Weiherbach liegen zwischen 9,7 und 15,2 mg/l NO_3-N und 0,016 mg/l PO_4-P und entsprechen damit unseren Wertebereichen genau.

Etwas genauer analysieren lassen sich aufgrund der Datenmenge nur die regelmäßig beprobten Dränagen (Abbildung 5-16). Die Dränageauslässe wurden zwischen November 2002 und September 2003 im 14-täglichen Rhythmus beprobt. Während die Dränage am Humsterbach (Brache) regelmäßig schüttete und insgesamt 22 Proben gezogen werden konnte, lag die Dränage am Kraichbach (Acker) ab April 2003 trocken (n = 10).

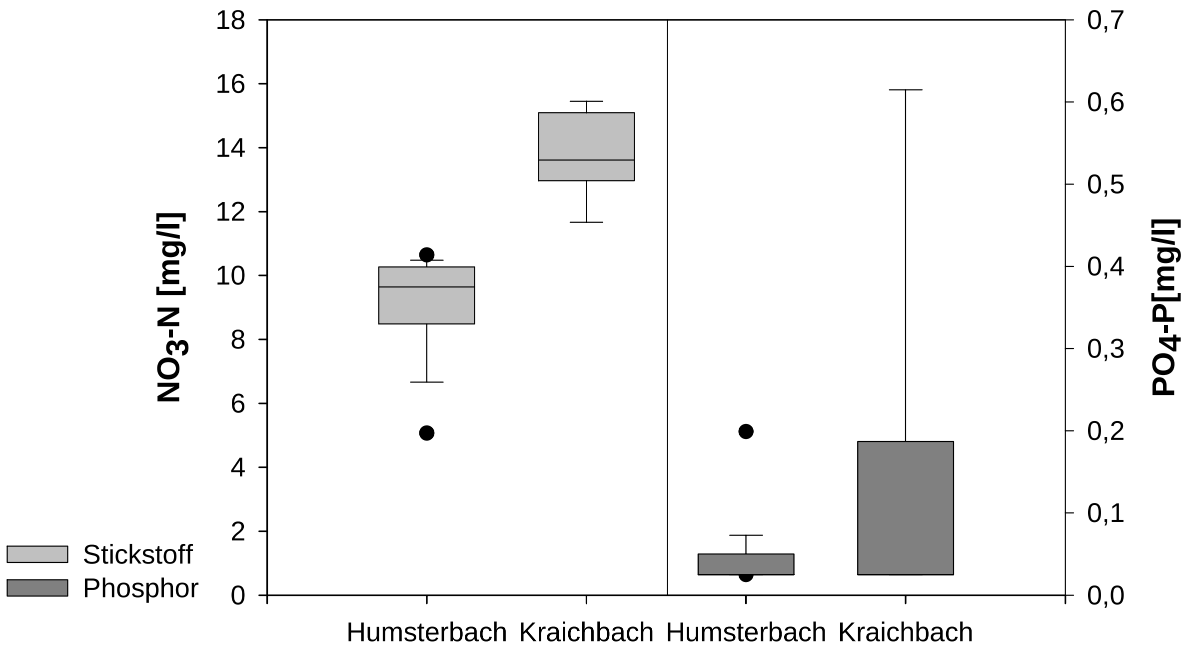


Abbildung 5-16: Statistik der 14-täglichen Probenahme zweier Dränagen (Humsterbach – Brache, Kraichbach – Acker)

Das Minimum der Stickstoffkonzentrationen im Dränagewasser wurde auf dem Acker Ende November auf der Brache Mitte Dezember erreicht, das Maximum auf dem Acker am Ende Februar und auf der Brache Ende März. Beim Phosphor lässt sich kein jahreszeitlicher Bezug feststellen.

Die statistischen Auswertung zeigt, dass sowohl die Stickstoff- als auch die Phosphatkonzentrationen im Dränagewasser unter der Brache am Humsterbach deutlich unter denen des Ackers am Kraichbach liegen. Die geringeren Stickstoffkonzentrationen im Dränagewasser unter der Brachfläche können auf einen geringeren Einsatz von Düngemitteln zurückgeführt werden.

Der Unterschied zwischen Minimal- und Maximalkonzentrationen des Phosphors am Humsterbach beträgt das 8-fache während am Kraichbach sogar das 25-fache erreicht wird. Beide Phosphormaxima wurden im Februar gemessen und können den Hinweis auf eine kurz zuvor stattgefundene Düngung geben, obwohl es sich am Humsterbach um eine Fläche handelt, die nicht bewirtschaftet wurde. Die Stickstoffkonzentrationen über Winter können einen Hinweis auf die Höhe der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und damit im Grundwasser geben, Näheres hierzu im entsprechenden Kapitel.

5.1.4.6 Regenwasserkanäle

Stoffliche Eingangsdaten

Die stoffspezifische Oberflächenfracht $f_{Tr,b}$ für Stickstoff und Phosphor wurde analog dem Vorgehen von BEHRENDT et al. (1999) ermittelt: Vom Stickstoff wird angenommen, dass die Oberflächenfracht von der atmosphärischen Deposition geprägt wird. Für diese wurde der Wert des gleichlautenden Emissionspfades angesetzt (16 kg/(ha·a)). Als Pauschalwert für alle weiteren Quellen, vor allem Laubfall und tierische Exkremente, wird der Wert von 4 kg/(ha·a) übernommen. Daraus ergibt sich eine Oberflächenfracht für Stickstoff von 20 kg/(ha·a). Für Phosphor wurde ein Wert von 2,2 kg/(ha·a) festgelegt, was der von HAHN et

al. (2000) angenommenen Größe entspricht. Tabelle 5-6 zeigt die genutzten Oberflächenfrachten von Stickstoff und Phosphor.

Tabelle 5-20: Stoffspezifische Oberflächenfrachten für Nährstoffe $f_{Tr,b,\ N,P}$ [kg/(ha·a)]

N	P
20,0	2,2

Ergebnisse

Die Nährstoffemissionen aus Regenwasserkanälen sind in Tabelle 5-21 dargestellt. Wie erwartet sind die Jahresfrachten sehr klein: Zum Einen werden die befestigten Flächen im Gebiet zum großen Teil im Mischsystem entwässert, zum Anderen sind Nährstoffe in Kanalsystemen eher abwasserbürtig und damit weniger im Abfluss von Regenwasserkanälen zu finden.

Tabelle 5-21: Nährstoffemissionen $ERK_{N,P}$ aus Regenwasserkanälen in den oberen Kraichbach in [t/a].

N	P
0,707	0,078

5.1.4.7 Dezentrale Abwasserentsorgung

Stoffliche Eingangsdaten

Die einwohnerspezifischen Emissionsfrachten für Stickstoff und Phosphor, die zur Berechnung der Emissionen aus dezentraler Abwasserentsorgung benötigt wurden, konnten NEITZEL & ISKE (1997) entnommen werden. Die Werte liegen im Bereich der üblicherweise angenommenen Werte, sie sind in Tabelle 5-22 zusammengefasst.

Tabelle 5-22: Einwohnerwertspezifische Emissionsfrachten für Nährstoffe $e_{EW,\ N,P}$ [g/(EW·d)]

N	P
11,0	1,8

Die Abschätzung von Wirkungsgraden für Mehrkammergruben gestaltete sich ungleich schwieriger. Auch nach aufwendiger Recherche zu Untersuchungen an Kleinkläranlagen konnte nur wenig Datenmaterial gefunden werden. Bei Anfragen, die HARTENSTEIN (2001) an verschiedenen Ämter und Institute stellte, wurde immer wieder deutlich, dass zwar umfangreiche Erhebungen, wie zum Beispiel in Landkreis Ravensburg (HOHEISEL, 2000) und in Niedersachsen (SCHÜTTE, 1999), durchgeführt wurden, sich jedoch die Messungen stets auf die Parameter BSB_5 und CSB beschränken. Grund dafür ist nach HOHEISEL (2001) zum Einen, dass keine Einleitungsgrenzwerte bezüglich Nährstoffe und Schwermetalle gefordert sind und damit von Seiten der Behörden und Betreiber keine Notwendigkeit einer Messung besteht. Zum Anderen hält der hohe finanzielle Aufwand die Behörde und Betreiber ab, aus reinem Interesse zusätzliche Nährstoff- und Schwermetallmessungen zu veranlassen.

Die Berechnung der Wirkungsgrade basiert auf der Studie von AGWA (1991), in der die Ablaufkonzentrationen für Stickstoff (NH_4 und NO_3) sowie Phosphor (PO_4) von 469

Kleinkläranlagen gemessen wurden. Da diese Studie sich auf den biologischen Teil der Kleinkläranlagen konzentrierte, der den Mehrkammergruben nachgeschalteten ist, wurden die Ablaufkonzentrationen dieser Mehrkammergruben (also der Zulauf des biologischen Teils), nicht aber die korrespondierenden Zulaufkonzentrationen gemessen. Unter Zuhilfenahme einer einwohnerspezifischen Wassermenge konnte jedoch aus diesen Ablaufkonzentrationen der Mehrkammergruben entsprechende Ablauffrachten berechnet werden und aus diesen, zusammen mit den o.g. einwohnerspezifischen Emissionsfrachten, Wirkungsgrade abgeschätzt werden.

Als einwohnerspezifische Wassermenge wurde ein Wert von 110 l/(EW*d) angenommen, was im mittleren Bereich der Angaben von HOHEISEL (2001), SCHÜTTE (2000) und der Stadt Bruchsal (HARTENSTEIN, 2001) liegt.

Der Mittelwert des Ablaufs der Mehrkammergruben bei AGWA (1991) beträgt für den Gesamtstickstoff 70 mg/l, woraus sich eine einwohnerwertspezifische Ablauffracht von 7,7 g/(EW*d) ergibt. Bei einer Emissionsfracht von 11 g/(EW*d) ergibt sich damit für den Stickstoff ein Wirkungsgrad $\eta_{MKG, N}$ von 30 %.

Beim Phosphor betrug der Mittelwert der von AGWA (1991) beprobten Mehrkammergruben 10 mg/l. Nach analogem Vorgehen zum Stickstoff ergibt sich daraus ein Wirkungsgrad von 40 %. Es ist aber zusätzlich zu berücksichtigen, dass der gemessene Parameter nur dem gelösten Teil gleichgesetzt werden kann. EBERS & BISCHOFSBERGER (1992) geben an, dass in Mehrkammergruben 45 bis 98 % der abfiltrierbaren Stoffe abgesetzt werden können. Die obere Grenze erscheint sehr optimistisch weshalb für die Feststoffe - und damit auch den partikulären Phosphor - ein Wirkungsgrad von 50 % angesetzt wurde. Da nicht von einem Rückhalt des gelösten Phosphors in Mehrkammergruben ausgegangen werden kann, ergibt sich somit ein auf den Gesamtphosphor bezogener Wirkungsgrad $\eta_{MKG, P}$ von 20 %. EDDE (2002) wählte bei einem ähnlichen Vorgehen einen Wirkungsgrad für partikuläre Substanzen von 70 %, der angesichts der Verhältnisse in der Praxis zu optimistisch erscheint (HARTENSTEIN, 2004; LINDER & ENTELMANN, 2003)

Ergebnisse

Die Summe der Emissionen, die aus der dezentralen Abwasserentsorgung in die Gewässer gelangen, betragen für Stickstoff 0,1058 t/a und für Phosphor 0,0192 t/a. Abbildung 5-11 zeigt, zu welchen Anteilen die Emissionen durch Mehrkammergruben bzw. abflusslose Gruben verursacht werden.

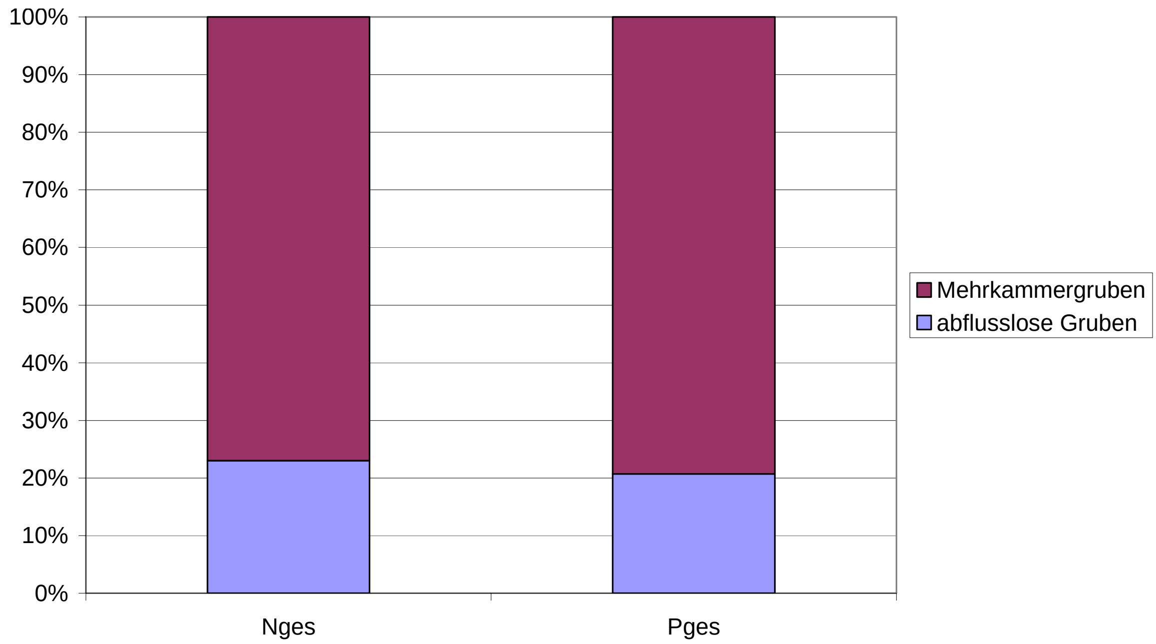


Abbildung 5-17: Anteile, zu denen die Nährstoffemissionen aus dezentraler Abwasserentsorgung $EDA_{N,P}$ aus Mehrkammergruben und abflusslosen Gruben stammen

Es fällt auf, dass die Abläufe von Mehrkammergruben ca. 80 % der Emissionen verursachen, obwohl an sie lediglich ca. 15 % der Einwohnerwerte angeschlossen sind. Die mit zwölf relativ geringe Anzahl an Anlagen legt nahe, dass hier mit überschaubarem Aufwand eine - zumindest innerhalb dieses Emissionspfades - deutliche Frachtreduktion bewirkt werden könnte.

5.1.4.8 Außerörtliche Straßen und Wege

Stoffliche Eingangsdaten

Wegen der untergeordneten Bedeutung, die verkehrsbürtige Emissionen für die Verschmutzung der Straßen mit Nährstoffen haben, wurden mittlere Konzentrationen des abfließenden Regenwassers außerörtlicher Straßen (C_{SW}) von Stickstoff und Phosphor nicht typspezifisch erhoben. Die gewählten Werte entstammen einer allgemeinen Literaturrecherche (HÄNßIG, 2002) und sind zusammen mit den Konzentrationen, die für die Wege gewählt wurden, in Tabelle 5-6 wiedergegeben (den unbefestigten Wegen wurden die gleichen Konzentrationen wie den versiegelten zugwiesen, wie es z.B. auch BEUDERT (1997) getan hat).

Die Konzentrationen des von Wegen abfließenden Regenwassers wurden BEUDERT (1997) entnommen (abflussgewichtete Mittelwerte). Auffällig ist dabei der überraschend hohe Wert für Phosphor, der z.B. über der Ablaufkonzentration der Kläranlagen im Einzugsgebiet liegt. Generell muss jedoch angesichts der vorhandenen Stoffquellen auf landwirtschaftlichen Wegen ein solch hoher Wert als möglich angenommen werden. Den Werten von BEUDERT wird sowohl was die Probenahme, als auch die Analyse betrifft eine hohe Güte zugesprochen. So wurden z.B. Messungen, bei denen Oberflächenabfluss benachbarter Ackerflächen auf die beprobten Wege trat, nicht in die Mittelwertbildung mit ein bezogen.

Nur zwei weitere Literaturstellen wurden überhaupt gefunden, in denen ländliche Wege die Nährstoffe betreffend beprobt wurden. Die dort angegebenen Phosphor-Konzentrationen

liegen mit 1,26 mg/l (BRIESE & ERPENBECK, 1986) und 0,90 mg/l (DUNCAN, 1997) in der gleichen Größenordnung wie die Werte von BEUDERT. Auch durch sie werden die hier angenommenen Konzentrationen also eher bestätigt als in Frage gestellt. Angesichts der nicht unerheblichen Flächen, die landwirtschaftliche Wege einnehmen, kommt ihnen über die hier angenommene Konzentration eine relevante Bedeutung als Emissionsquelle zu, das Wissen über diesen Eintragspfad erscheint im Vergleich dazu eher dürftig.

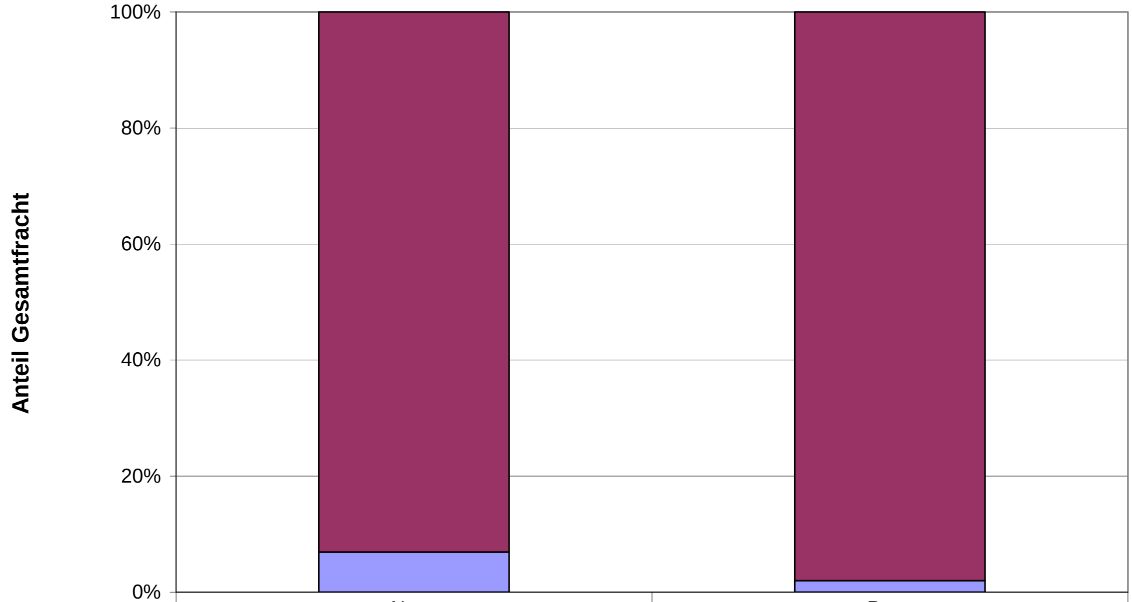
Tabelle 5-23: Stickstoff- und Phosphor-Konzentrationen (C_{SW}) im Regenabfluss außerörtlicher Straßen und Wege [mg/l]

	N[1]	P
Straßen	4,55	0,78
Wege	2,80	1,76

[1] Summe von NH_4-N und NO_3-N

Ergebnisse

Durch den hohen Anteil, den die Flächen der Wege an den in diesem Pfad berücksichtigten Gesamtflächen haben, und die beim Phosphor sogar höheren Konzentrationen, die die Abflüsse von den Wegflächen haben, sind die Emissionen von außerörtlichen Straßen und Wegen bei den Nährstoffen fast vollkommen von den Wegen bestimmt. 93 % der Gesamtfracht an Stickstoff (ESW_N) von 0,639 t/a stammt von den Wegen. Beim Phosphor ist die Dominanz noch bemerkenswerter: 98 % der Fracht stammt von den Wegen (s. Abbildung 5-11). Auch die absolute Phosphorfracht ESW_P, die aus außerörtlichen Straßen und Wegen in die Gewässer gelangt, ist mit 0,381 t/a (über 2 kg/(ha*a)) erheblich und sollte für weitere Untersuchungen auf diesem Gebiet Anlass sein.



	Nges	Pges
Summe Wege	0,595	0,374
Summe Straßen	0,044	0,008

Abbildung 5-18: Anteile, zu denen die Nährstoffemissionen von außerörtlichen Straßen und Wegen kommen sowie die berechneten, diskreten Zahlenwerte der Emissionen ESW in [t/a]

5.1.5 Immissionsdaten

Probenahme

Regelmäßige Gewässermessungen werden an der Mündung des Kraichbachs in den Rhein bei Ketsch von der LfU durchgeführt, der Abfluss des Einzugsgebiets des oberen Kraichbachs wird behördlicherseits nicht beprobt. Um die Gewässerqualität des oberen Kraichbachs und seiner Teileinzugsgebiete und das stoffliche Verhalten während Abflusswellen zu untersuchen, wurden innerhalb des Projektes sowohl der Abfluss des gesamten Untersuchungsgebietes am Pegel Ubstadt wie auch der Abfluss einzelner Teileinzugsgebieten im 14-täglichen Rhythmus beprobt und analysiert. Die Messpunkte wurden so im Untersuchungsgebiet verteilt, dass jedes Teileinzugsgebiet vor dem Zusammenfluss mit einem anderen separat erfasst wurde (siehe Abbildung 5-19). Es wurden weitere Probenahmepunkte entlang einzelner Gewässer verteilt, um den Konzentrationsgradienten in Abhängigkeit von der Landnutzung beschreiben zu können. Auf die Berechnung der Emissionen und Immissionen hatte diese weitergehende Analyse jedoch keinen Einfluss.

Die 14-täglichen Routinemessungen (Schöpfproben) wurden auf folgende Parametern analysiert: Leitfähigkeit, Temperatur, alle gelösten Stickstoffkomponenten, Phosphat, Sulfat und Chlorid.

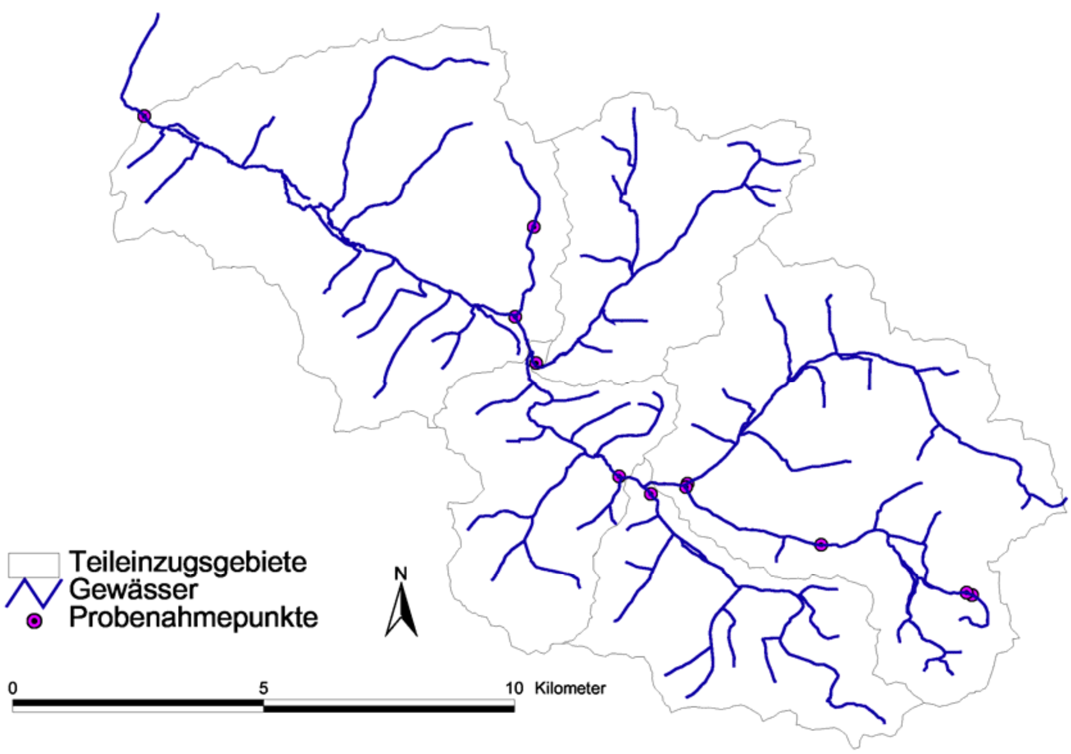


Abbildung 5-19: Probenahmepunkte der 14-täglichen Routineproben im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs

Zusätzlich zu den Routineproben, die den stofflichen Zustand des Gewässers bei Mittel- bzw. Niedrigabfluss beschreiben, wurden zur Erfassung von Extremereignissen, bei denen ein Vielfaches der „normalen" Stofffrachten im Gewässer transportiert werden kann, Abflusswellen beprobt. Zu diesem Zweck wurde am Pegel Ubstadt eine ereignisgesteuerte Probenahme installiert, die es ermöglichte, erhöhte Abflusswellen automatisch zu beproben. Durch die von der Gewässerdirektion Nord durchgeführten Pegelmessungen konnte auf genaue Abflussdaten zugegriffen werden. Der Grenzwert zum Auslösen der Probenahme wurde in Abhängigkeit des aktuellen Basisabflusses gewählt. Aus den Abflusswellen wurden dann stündliche Mischproben gezogen, die einzeln analysiert wurden. Neben dem Standardanalyseprogramm der Routineproben wurden die Ereignisproben zusätzlich auf partikuläres Phosphor und Schwermetalle untersucht. Tabelle 5-24 gibt einen Überblick über das komplette Analyseprogramm.

Tabelle 5-24: Analyseprogramm der Schöpf- und Ereignisproben am Kraichbach und seiner Nebengewässern

Probenahme	Methode	Parameter
Routineproben (14-täglich) und Ereignisproben	Sonde	Leitfähigkeit, Temperatur
	Fotometer	Ammonium-N, Nitrit-N, Phosphat-P
	Ionenchromatograph	Nitrat, Sulfat, Chlorid
Ereignisproben	DIN 38409-H2	Abfiltrierbare Stoffe, Glühverlust
	DEV-D11 Okt.1983	Gesamtphosphor
	Atom-Adsorptions-Spektrometer	Cadmium, Chrom, Kupfer, Blei, Nickel, Zink

Stoffspezifische Eingangsdaten

Die Ergebnisse der Messungen der Nitratkonzentrationen wurde bereits in Kapitel 1.2 vorweggenommen und ausführlich diskutiert, deswegen soll hier nur noch die Phosphat-konzentrationen der 14-täglichen Routinebeprobung betrachtet werden. Abbildung 5-20 zeigt die statistische Auswertung aller Probenahmen.

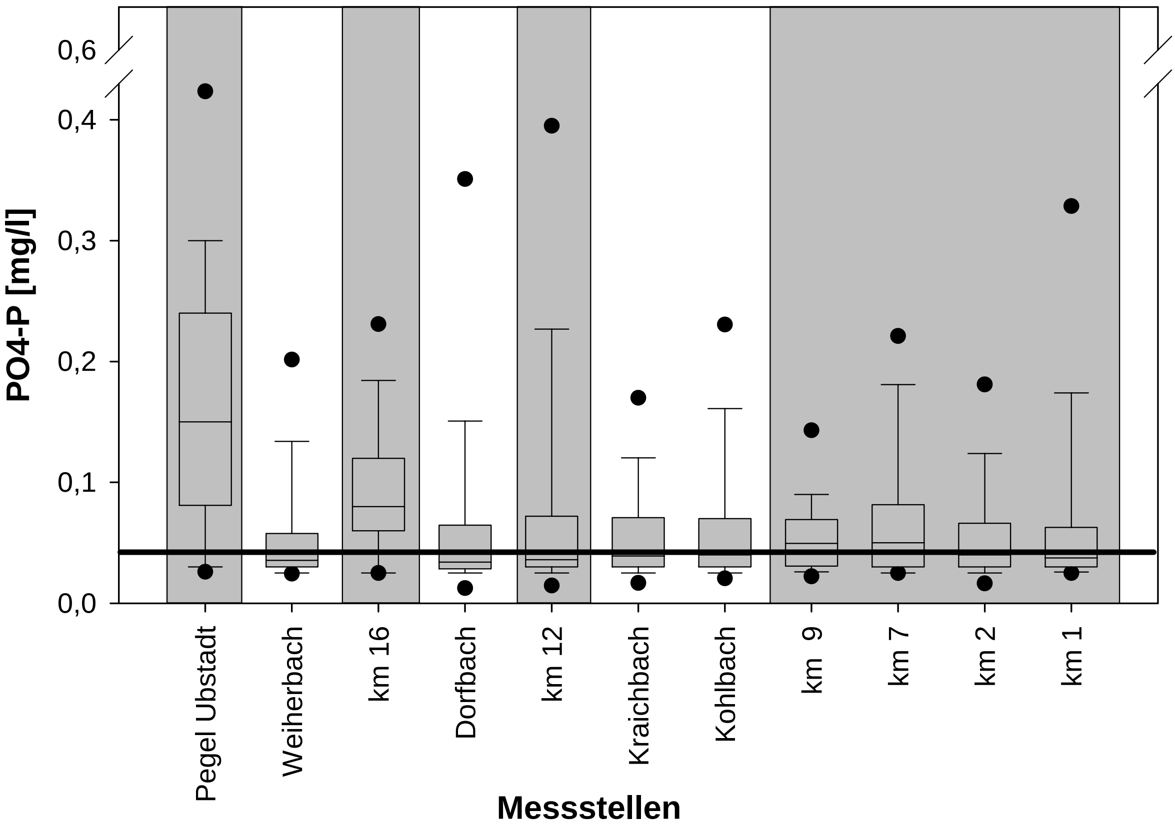


Abbildung 5-20: Statistische Auswertung (Box Plots) aller Phosphatmessungen der Routineproben an den einzelnen Untersuchungsstellen

Der Median fast aller Messstellen liegt bei ca. 0,04 mg/l Phosphat-P. An „km 16“ und „Pegel Ubstadt“ liegen die Phosphatwerte deutlich höher und sind auf die Einleitungen der zwei Kläranlagen im Untersuchungsgebiet zurückzuführen. Die Kläranlage des AZV „Oberer Kraichbach“ liegt flussabwärts der Stadt Flehingen, wird aber erst an der Messstelle „km 16“ unterhalb der Stadt Gochsheim erfasst. Unmittelbar vor der Messstelle „Pegel Ubstadt“ mündet der Ablauf der Kläranlage Kraichtal. Er führt zu einer weiteren Erhöhung der Phosphatkonzentrationen im Gewässer.

Zur Berechnung der Immission wurden die Messdaten am Pegel Ubstadt herangezogen. Die Berechnung der Basisfracht erfolgt über die Einteilung in Abflussklassen, die der Ereignisse über gemessene Abflusswellen (siehe Kapitel 4.5). Die den Abflussklassen zugewiesenen, repräsentativen Konzentrationen (zur Berechnung des „Basisfrachtanteils“ bzw. die mittlere, tagesbezogene Ereignisfracht („Ereignisfracht“) der Nährstoffe sind in Tabelle 5-25 wiedergegeben.

Tabelle 5-25: Abflussklassen und die ihnen zugewiesenen, repräsentativen Konzentrationen bzw. die mittlere Ereignisfracht

Abflussklasse	N	P
< 1,0 m³/s	7,65 mg/l	0,18 mg/l
1,0 – 1,5 m³/s	7,41 mg/l	0,34 mg/l
1,5 – 2,0 m³/s	7,65 mg/l	1,18 mg/l
2,0 – 2,5 m³/s	6,58 mg/l	1,57 mg/l
> 2,5 m³/s	1,09 t/d	0,47 t/d

Ergebnisse

Die Ergebnisse der Immissionsfrachtberechnung zeigt Abbildung 5-21. Die Nährstofffrachten wurden als Basis- und Ereignisfracht berechnet und sind entsprechend dargestellt.

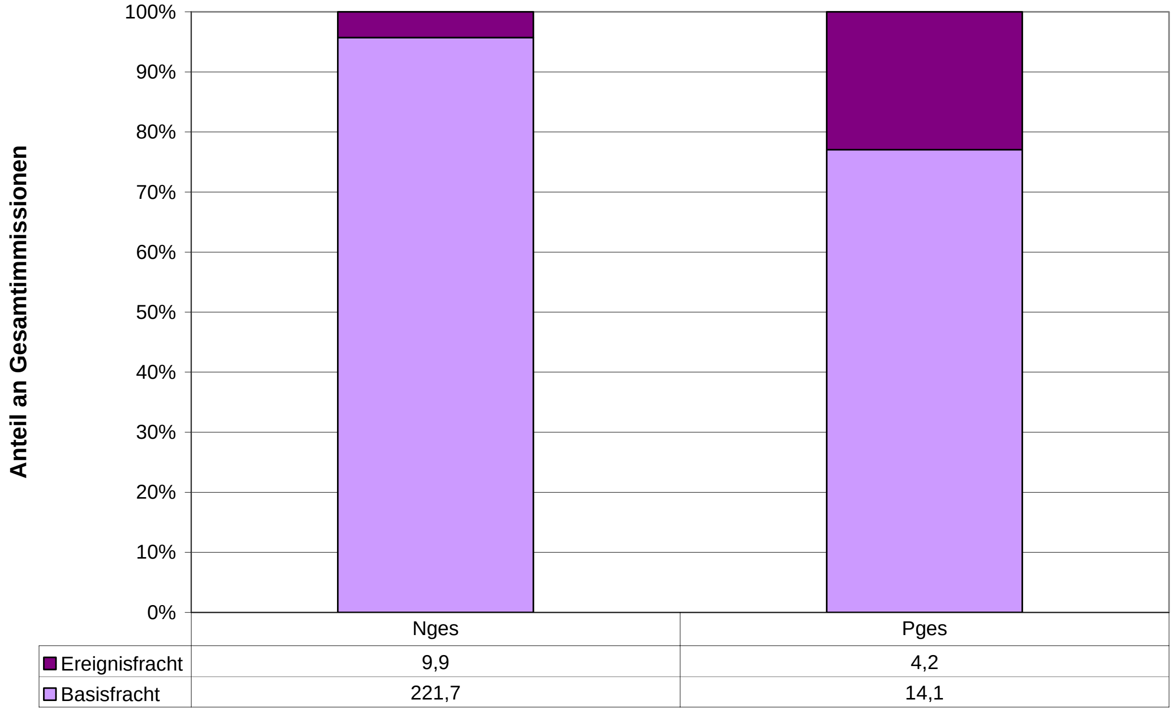


Abbildung 5-21: Nährstoffimmissionen, differenziert in Basis- und Ereignisfracht

Erwartungsgemäß nimmt beim Stickstoff die Basisfracht das Gros (95 %) der Gesamtfracht ein. Die Stickstoffkonzentration in den unteren und mittleren Abflussklassen liegen sehr hoch, bei ca. 7 mg/l. Beide wesentlichen „Trockenwetterquellen“ (Kläranlagenablauf und Grundwasserzufluss) sind mit Konzentrationen in dieser Größenordung behaftet. Wie Abbildung 5-22 zeigt, ist nur die Konzentration in der Abflussklasse „> 2,5 m³/s“ deutlich kleiner, was auf einen Verdünnungseffekt durch Niederschlagsabfluss zurückgeführt werden kann. Auch dies ist ein Hinweis darauf, dass sich in dem von uns als „Basisfracht“ bezeichneten Anteil der Immissionen Stofffrachten „verstecken“, die niederschlagsereignis-induziert sind. Die Unterscheidung zwischen Basis- und Ereignisfracht ist keine Einteilung zwischen Immissionen aus dem Grundwasserzufluss und Immissionen aus Niederschlags-ereignissen. Der Begriff „Ereignisfracht“ ist aus dem Kontext des Projektes heraus zu sehen: die Grundlage zur Berechnung dieses Frachtanteils stammt aus der automatischen

Ereignisbeprobung, im Gegensatz zur Basisfracht, die auf den routinemäßig gezogenen Schöpfproben basiert.

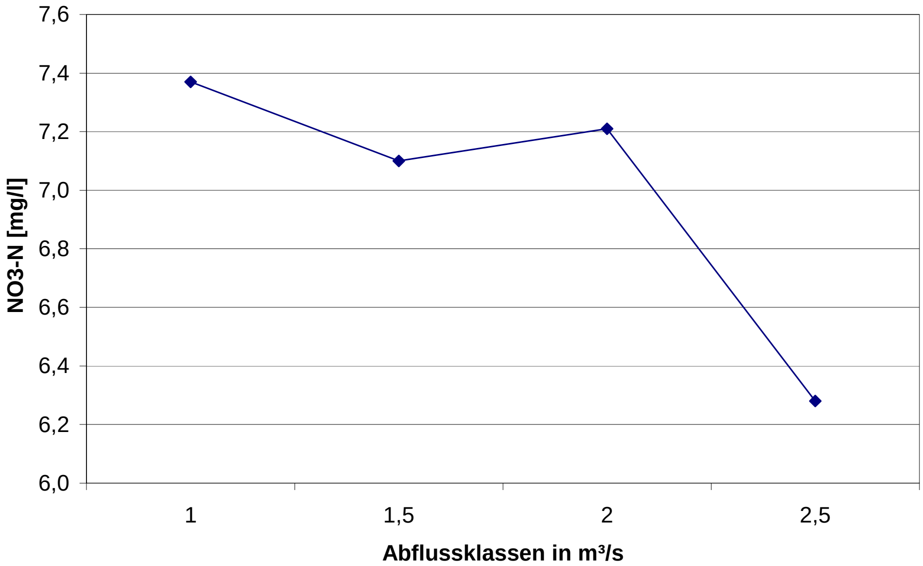


Abbildung 5-22: Mittlere Nitratkonzentrationen der einzelnen Abflussklassen

Beim Phosphor stellt die Basisfracht 77 % der Gesamtimmissionen und nimmt damit ebenfalls einen hohen Anteil ein. Dies verwundert zunächst, weil die Phosphorfracht in Gewässern überwiegend bei starken Niederschlagsereignissen und nur zu einem kleinen Teil während der normalen Abflussbedingungen eingetragen werden. Deswegen sei an dieser Stelle noch einmal darauf hingewiesen, dass sich auch im Basisfrachtanteil Immissionen aus Niederschlagsereignissen befinden. Zu sehen ist dies beim Phosphor an den stark ansteigenden Phosphorkonzentrationen der höheren Abflussklassen (siehe Tabelle 5-25).

5.2 Schwermetalle

5.2.1 Grundwasser

Der Eintrag von Schwermetallen erfolgt gas- oder staubförmig über die atmosphärische Deposition sowie flüssig bzw. fest über die Verteilung von Klärschlamm, organischem und anorganischem Dünger.

Der Transport von organischen und anorganischen Spurenstoffen im Boden hängt von den physikochemischen Eigenschaften der Stoffe und von den Bodeneigenschaften ab. Generell führen ein hoher Gehalt an Tonmineralen, Oxiden und hochmolekularer organischer Substanz bei hohem pH und oxischen Bedingungen zur Fixierung der eingetragenen Schwermetalle (nach DÜRETH, 1993). Dagegen bewirken hohe Konzentrationen niedermolekularer organischer Substanz, niedrige pH-Werte und reduzierende Bedingungen eine hohe Mobilität der Schwermetalle. In den carbonatischen Lößböden des Weiherbachgebietes ist aufgrund des hohen pH-Wertes mit einer Fixierung der eingetragenen Schwermetalle im Boden zu rechnen (HAHN et al., 1992).

Beim Übergang der Grundwässer in Oberflächengewässer kann es weiterhin durch Fällungsprozesse zur Konzentrationsminderung kommen. FUCHS et al. (2003) konstatiert dass durch

diese Unterschiedlichkeit von Grundwässern und Oberflächengewässern eine Verwendung von punktförmigen Grundwassermessdaten nicht möglich ist.

So wurden zur Berechnung der Schwermetalleinträge über den Grundwasserpfad auf die Messwerte des Geochemischen Atlas von Deutschland zurückgegriffen. Diese wurden überwiegend in Quellen von Fließgewässern 1. und 2. Ordnung bei Niedrigwasser erhoben und beschreiben damit die Fracht die durch den Grundwasserzufluss in die Oberflächengewässer gelangt. Somit integrieren die Daten geogene Gegebenheiten mit anthropogen bedingten Verunreinigungen.

Ein Neuer Geochemischer Atlas für Deutschland mit dem Bezugszeitraum 1999/2000 wird derzeit von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (Außenstelle Berlin) erarbeitet und soll 2004 veröffentlicht werden. FUCHS et al. (2003) wurden von der BGR vorab schon die aktuellen Daten für Baden-Württemberg zur Verfügung gestellt (BIRKE, 2003). Die Mediane der Schwermetalle sind in Tabelle 5-26 dargestellt.

Tabelle 5-26: Median der aktuellen Daten des Geochemischen Atlas für Baden-Württemberg (Birke, 2003)

Geochemischer Atlas	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Median aller Proben [µg/l]	0,011	0,17	0,84	2,98	0,029	0,88

Ergebnisse

Die berechneten Schwermetallemissionen aus dem Grundwasser sind in Tabelle 5-27 aufgeführt, zum Vergleich enthält die Tabelle ebenfalls die Ergebnisse aus dem Vorprojekt (HAHN et al., 2001) die mit MONERIS berechnet wurden.

Tabelle 5-27: Schwermetallemissionen aus dem Grundwasser im Kraichbach und im Vorprojekt (HAHN et al., 2001)

[kg/a]	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Kraichbach	0,23	3,6	17,8	63,2	0,61	18,7
Vorprojekt	0,35	28,9	19,2	16,0	21,2	67,4

Die z.T. erheblich höheren Frachten aus dem Vorprojekt resultieren aus den höheren Schwermetallkonzentrationen, die in die Berechnung mit eingegangen sind. Dies ist bei Chrom, Blei und Zink der Fall, Nickel hingegen wurde offensichtlich im Vorprojekt mit einer relativ niedrigen Konzentration unterschätzt. Die Eingangsdaten aus dem Vorprojekt stammen aus dem bundesweiten MONERIS (UBA, 2001) und wurden mit älteren, ungenaueren Analysemethoden erhoben.

5.2.2 Erosion

Stoffliche Eingangsdaten

Für die Festlegung von Oberbodengehalten für die Schwermetalle konnte auf Bodenmessungen der LfU auf Ackerflächen aus dem Jahre 2000 zurückgegriffen werden (LfU, 2003). Keiner der zehn untersuchten Standorte lag innerhalb des hier untersuchten Testgebietes, so dass kein „repräsentativer Messwert" herangezogen werden konnte. Es wurde mit dem

Mittelwert der zur Verfügung stehenden Daten gerechnet, die genutzten Zahlen sind in Tabelle 5-6 wiedergegeben.

Tabelle 5-28: Für das Testgebiet angenommene Schwermetallgehalte $G_{BOD,SM}$ in den Oberböden [mg/kg]

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zi
0,2238	35,10	14,03	24,42	29,34	60,92

Ergebnisse

Tabelle 5-29 zeigt die mit der in Kapitel beschriebenen Methode und den in Tabelle 5-6 angegebenen Oberbodengehalten berechneten Schwermetallemissionen über Bodenerosion.

Tabelle 5-29: Schwermetallemissionen EER_{SM} zufolge Bodenerosion im oberen Kraichbach in [kg/a]

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zi
1,31	205,57	82,17	143,02	171,83	356,78

5.2.3 Mischkanalisationsüberläufe

Stoffliche Eingangsdaten

Die Vorgehensweise bei der Ermittlung der mittleren, jährlichen Schwermetallfrachten, die über den Pfad „Mischkanalisationsüberläufe" in die Gewässer eingetragen werden entspricht der für die Nährstoffe (siehe Kapitel 3). Die Mediane der Schwermetallkonzentrationen im Überlaufwasser aus Zentraleuropa sind in Tabelle 5-30 dokumentiert. Analog dem Vorgehen von FUCHS et al. (2003) wurde der Wert für Blei um ca. 30 % reduziert.

Tabelle 5-30: Vorgeschlagene Schwermetall-Entlastungskonzentrationen $C_{MK,SM}$ [µg/l] der Regenbauwerke (aus: BROMBACH & FUCHS, 2003)

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1,20	21,00	90,0	12,0	55/40	387

Die Erhöhung der mittleren Entlastungskonzentration, die bei Abkoppelungsmaßnahmen oder oberflächiger Ableitung zu erwarten sind, wird mit folgenden Funktionen abgeschätzt (HAHN et al., 2000):

$$\rho_{Cd} = 1{,}7608 \cdot \alpha_{AK}^2 + 0{,}0520 \cdot \alpha_{AK} + 1 \quad \text{Gleichung 5-3}$$

$$\rho_{Cr} = 2{,}1203 \cdot \alpha_{AK}^2 + 0{,}1332 \cdot \alpha_{AK} + 1 \quad \text{Gleichung 5-4}$$

$$\rho_{Cu} = 0{,}6264 \cdot \alpha_{AK}^2 + 0{,}0333 \cdot \alpha_{AK} + 1 \quad \text{Gleichung 5-5}$$

$$\rho_{Ni} = 2{,}2277 \cdot \alpha_{AK}^2 + 0{,}1169 \cdot \alpha_{AK} + 1 \quad \text{Gleichung 5-6}$$

$$\rho_{Pb} = 0{,}7438 \cdot \alpha_{AK}^2 + 0{,}0161 \cdot \alpha_{AK} + 1 \quad \text{Gleichung 5-7}$$

$$\rho_{Zn} = 2{,}3351 \cdot \alpha_{AK}^2 + 0{,}1006 \cdot \alpha_{AK} + 1 \quad \text{Gleichung 5-8}$$

mit: ρ = Erhöhungsfaktor für die Entlastungskonzentration [-]

α_{AK} = Anteil, zu dem Flächen abgekoppelt werden/oberflächig entwässert werden [-]

Die Wirkung von Bodenfiltern wird mit folgenden Wirkungsgraden abgeschätzt (aufbauend auf HAHN et al., 2000, BRUNNER, 1995, RETTINGER, 1992, und Nadler & Meißner, 2001):

Tabelle 5-31: Wirkungsgrade η_{BOD} von für Schwermetalle [%]

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
50	75	45	65	70	70

Ergebnisse

Aus den mit SMUSI bzw. KOSIM berechneten Entlastungswassermengen und den obengenannten Entlastungswasserkonzentrationen ergeben sich die in Tabelle 5-32 dargestellten Schwermetallfrachten für den Emissionspfad „Mischkanalisationsüberläufe“. Auch bei den Schwermetallen liegen die Entlastungsfrachten dieser Berechnungen deutlich über denen der Grobanalyse (HAHN et al., 2001), welche im Mittel 33 % kleinere Werte lieferte. Bereinigt um die unterschiedliche Entlastungsrate sind die Frachten der Grobanalyse im Mittel 17 % größer. Ein weiterer Vergleich kann aufgrund der verschiedenen Vorgehensweise nicht stattfinden, diese Berechnungen zeigen aber, dass die richtige Bestimmung der Entlastungsrate der Schlüssel zu einer zuverlässigen Schätzung der Entlastungsfrachten sind.

Tabelle 5-32: Schwermetallemissionen EMK_{SM} im Testgebiet aus dem Pfad „Mischkanalisationsüberläufe“ [kg/a]

Kanalnetz	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
AZV „Oberer Kraichbach“	1,59	27,83	119,25	15,90	53,00	512,78
Stadt Kraichtal	0,63	11,11	47,61	6,35	21,16	204,71
Summe	2,22	38,93	166,86	22,25	74,16	717,49
Summe Vorprojekt	1,78	17,80	79,90	22,46	40,73	522,37

5.2.4 Weiter Pfade

5.2.4.1 Kommunale Kläranlagen

Stoffliche Eingangsdaten

Bezüglich der Schwermetalle liegen Messwerte weder aus den beiden betrachteten Kläranlagen, noch aus dem Landkreis vor. Als Konzentrationen wurden deswegen die mittleren Ablaufkonzentrationen von Baden-Württembergischen Kläranlagen aus den Jahren 1997 bis 2000 angesetzt, die im Rahmen eines Projektes zur landesweiten Bilanzierung von Schwermetallemissionen zusammengestellt wurden (FUCHS et al., 2003). Die genutzten Werte stützen sich auf eine Datenbasis von über 600 Werten, lediglich für Zink liegen nur 12 Messwerte zugrunde. Die verwendeten Konzentrationen sind in Tabelle 5-6 zusammengestellt.

Tabelle 5-33: Ablaufkonzentrationen für Schwermetalle kommunaler Kläranlagen ($C_{KA,SM}$), 1997 bis 2000 (aus: FUCHS et al., 2003) in [µg/l]

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0,19	2,16	14,96	4,12	2,01	52,08

Ergebnisse

Die Schwermetallemissionen, die den kommunalen Kläranlagen zugewiesen werden können, sind in Tabelle 5-34 dargestellt. Da aufgrund der mangelhaften Datenlage für beide Kläranlagen für jedes Schwermetall die jeweils gleiche Ablaufkonzentration angesetzt werden musste, ist eine Analyse der Aufteilung der Frachten auf die einzelne Kläranlage uninteressant. Diese spiegelt lediglich die Verteilung der behandelten Wassermengen wieder.

Tabelle 5-34: Schwermetallemissionen EKA_{SM} aus kommunalen Kläranlagen im oberen Kraichbach in [kg/a]

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1,23	13,93	96,47	26,57	12,96	335,84

5.2.4.2 Atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche

Stoffliche Eingangsdaten

Zur Berechnung der Schwermetallfrachten über die Atmosphärische Deposition werden Daten aus dem, auf Schwermetalle übertragene und speziell für das Land Baden-Württemberg aufbereitete, Modell MONERIS (FUCHS, 2003) verwendet.

Zum Vergleich werden Daten der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR, 1999) herangezogen (Tabelle 5-35). Die Schwermetalldepositionen aus SM-MONERIS BW liegen deutlich unter denen der IKSR. Auf die Daten aus MONERIS wurde wegen der aktuelleren Bezugsjahre von 1998-2001 zurückgegriffen.

Tabelle 5-35: Schwermetallfrachten der atmosphärischen Deposition der IKSR (1999) und aus SM-MONERIS Baden-Württemberg (FUCHS, 2003)

[g/(ha·a)]	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
IKSR (1999)	2	5	30	40	15	250
SM-MONERIS BW	0,71	2,04	22,8	5,98	18,3	274

Ergebnisse

Die für das Einzugsgebiet des Kraichbachs berechneten Schwermetallfrachten aus der atmosphärischen Deposition zeigt die folgende Tabelle 5-36. Dabei liegen dem Vorprojekt die Daten der IKSR (1999) zugrunde während für die jetzige Berechnung die Daten MONERIS Baden-Württemberg (FUCHS, 2003) entstammen.

Tabelle 5-36: Schwermetallfrachten über die atmosphärische Deposition auf die Gewässeroberfläche EAD im Kraichbach nach den aktuellen Berechnungen und aus dem Vorprojekt (HAHN et al., 1992)

[kg/a]	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Kraichbach	0,01	0,03	0,34	0,09	0,27	4,09
Vorprojekt	0,01	0,03	0,20	0,27	0,10	1,69

Die Unterschiede der zugrundegelegten, flächenspezifischen Depositionsraten werden durch die nun deutlich größer abgeschätzte Gewässeroberfläche bei Cadmium, Chrom und Kupfer fast aufgehoben. Im Vorprojekt wurde die Gewässeroberfläche dem Landsat-Bild entnommen, dieses weist nur 1/3 der Gewässeroberfläche, die der hier vorgestellten Berechnung zugrunde liegen, aus.

5.2.4.3 Hofabläufe und Abdrift

Stoffliche Eingangsdaten

Zur Berechnung der Schwermetallemissionen wird bei den Mineraldüngern die ausgetragene Düngermenge mit dem durchschnittlichen Schwermetallgehalten von Mineraldüngern multipliziert Bei den Wirtschaftsdüngern muss vorher noch die Trockenmasse berechnet werden, die mit 8,4 % (MLR, 1998) angenommen wird, dann wird genauso verfahren wie bei den Mineraldüngern, d.h. die berechnete, ausgetragene Wirtschaftsdüngermenge wird mit dem mittleren Schwermetallgehalten von Wirtschaftsdüngern multipliziert. Die in die Schätzung eingehenden Daten sind in Tabelle 5-37 zusammengestellt.

Tabelle 5-37: Daten zur Ermittlung der über Hofabläufe ausgetragenen Düngermenge

	Stickstoffemission aus Hofabläufen	Stickstoffgehalt im Düngemittel	Ausgetragene Düngermenge
Wirtschaftsdünger	670 kg N	4,7 kg N/m³	37,02 m³
Mineraldünger	277 kg N	32 kg N/dt	238 kg

Die verwendeten Mittelwerte der Schwermetallgehalte in Wirtschafts- und Mineraldüngern sind in Tabelle 5-38 zusammengestellt.

Tabelle 5-38: Mittelwerte der Schwermetallgehalte in Wirtschafts- und Mineraldüngern (aus: FUCHS, 2003)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Wirtschaftsdünger [mg /kg TS]	0,31	7,53	131	6,63	4,77	489
Mineraldünger [mg /kg]	0,21	4,7	4,5	5,5	10,1	12,9

Ergebnisse

Tabelle 5-39 zeigt die berechneten Schwermetallemissionen aus Hofabläufen, Abbildung 5-23 zeigt die prozentuale Verteilung der Schwermetallemissionen zwischen Wirtschafts- und Mineraldüngern.

Tabelle 5-39: Schwermetallemissionen durch Wirtschafts- und Mineraldünger aus Hofabläufen

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Wirtschaftsdünger [kg/a]	0,004	0,09	1,65	0,08	0,06	5,87
Mineraldünger [kg/a]	0,0001	0,004	0,004	0,005	0,009	0,011
Summe [kg/a]	0,004	0,095	1,65	0,084	0,066	5,88

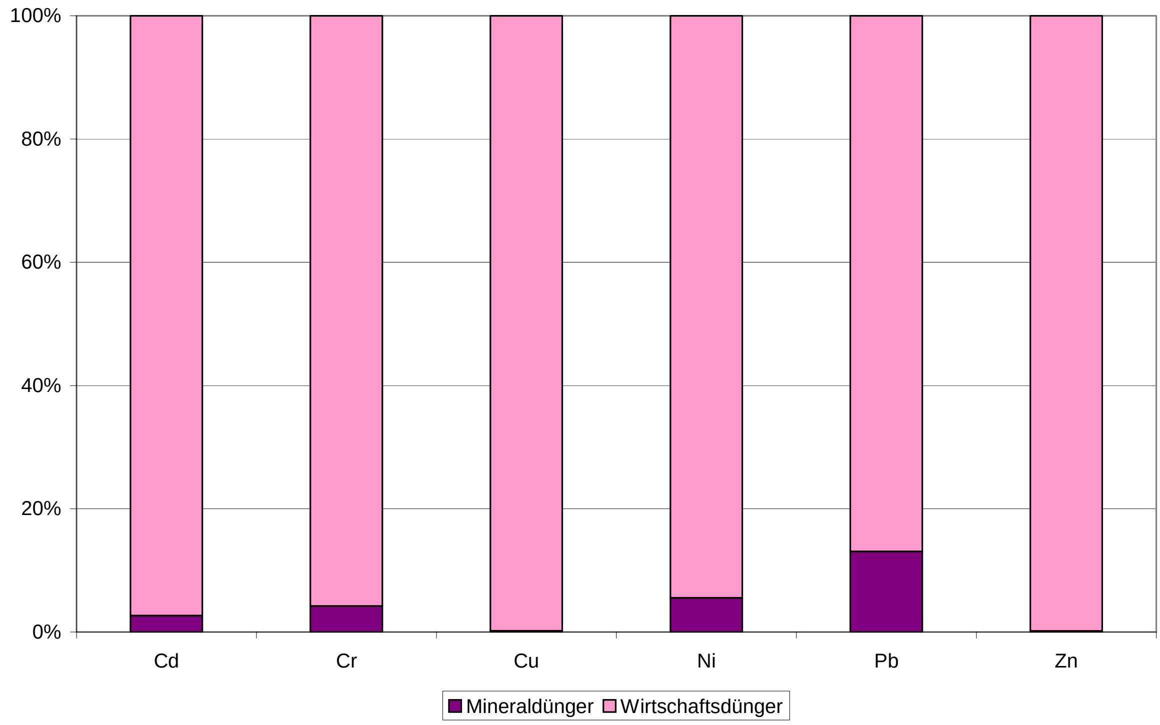


Abbildung 5-23: Verteilung der Schwermetallemissionen von Wirtschafts- und Mineraldüngern aus Hofabläufen

Der Anteil, den die Mineraldünger an den Schwermetallfrachten einnehmen, ist bei Kupfer und Zink praktisch Null, während er bei Cadmium, Chrom und Nickel um die 5 % beträgt und bei Blei mit ca. 13 % am höchsten liegt.

Es wurde auch hier ein Vergleich mit der Methode der IKSR (1999) vorgenommen und die Schwermetallfrachten von Hofabläufen durch einen Anteil am gesamten Düngeraufkommen berechnet. Der Berechnung der Düngermenge zugrundegelegt wurde, anstelle der Stickstofffrachten aus den Hofabläufen, die Stickstofffrachten der Nährstoffbilanz, welche in Wirtschafts- und Mineraldünger unterteilt wurden. Dieser Aufstellung zufolge liegen die Schwermetallfrachten aus Wirtschaftsdünger nach der IKSR (1999) 20 % über unseren Ergebnissen, während die Frachten aus Mineraldünger 60 % geringer sind.

5.2.4.4 Abschwemmung von unbefestigten Flächen

Stoffkonzentrationen

Im Rahmen dieser Studie wurde auf die Schwermetallkonzentrationen im Niederschlag zurückgegriffen. Unter der Annahme, dass aufgrund der kurzen Kontaktzeit und der relativ stabilen Bindung der Metalle im Boden durch den für carbonatische Lößböden typischen

hohen pH-Wert, während des Abflussereignisses keine Rücklösung in nennenswertem Umfang stattfindet, sollte die Niederschlagskonzentration näherungsweise der Abflusskonzentration entsprechen.

In Tabelle 5-40 sind die eingesetzten Schwermetallkonzentrationen im Niederschlag (FUCHS, 2003) und die daraus berechneten abgeschwemmten Schwermetallfrachten dargestellt.

Tabelle 5-40: Schwermetallkonzentrationen im Niederschlag (aus: FUCHS, 2003) und die für das Einzugsgebiet ermittelten Frachten

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Konzentration [µg/l]	0,05	0,25	1,16	0,74	1,34	9,93
Fracht [kg/a]	0,25	1,1	5,3	3,4	6,1	45

Um die Ergebnisse in Tabelle 5-41 mit den Daten aus der Grobanalyse für den Kraichbach nach MONERIS (siehe Endbericht zum Vorprojekt, HAHN et al., 2001) vergleichbar zu machen, müssen die Oberflächenpotentiale ermittelt werden.

Tabelle 5-41: Oberflächenpotentiale von Schwermetallen aus dem Kraichbach und dem Vorprojekt (HAHN et al., 2001)

Stoffpotentiale [g/km²]	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Kraichbach	2,1	10	46,2	29,7	53,4	396
Vorprojekt	1,6	3,95	23,7	7,9	15,8	134

Die im Vorprojekt verwendet Stoffpotentialen wurden aus dem bundesweiten MONERIS (BEHRENDT, 1999) auf Basis der landwirtschaftlichen Fläche für den Kraichbach heruntergerechnet. Durch die ungenauen Eingangsdaten liegen die Frachten um 50-70 % unter den in diesem Projekt berechneten.

5.2.4.5 Dränagen

Schwermetalle können im Boden geogenen Ursprungs sein, sie gelangen aber auch durch die atmosphärische Deposition und die Düngerausbringung in den Boden. Mineralische P-Dünger weisen relevante Cadmium-, Chrom- und Zinkgehalte auf, Wirtschaftsdünger hingegen enthalten große Mengen an Kupfer und Zink (WILCKE & DÖHLER, 1995; BANNICK et al., 2001). Haupteintragspfad für die anthropogene Belastung von Blei stellt nach wie vor die atmosphärische Deposition dar (FUCHS et al., 2002). An der Oberfläche werden die Schwermetalle von Bodenpartikeln adsorbiert und akkumulieren, sie sind bei neutralem pH-Wert nur gering löslich (SCHEFFER/ SCHACHTSCHNABEL, 1998).

Konzentrationen

Die in der Literatur vorhandenen Daten zur Schwermetallkonzentrationen sind lückenhaft, haben einen starken Einzelcharakter und sind daher nicht geeignet um den Austrag aus Dränagen abzuschätzen (FUCHS, 2003). Daher wurden von FUCHS et al. (2002) Sickerwasserkonzentrationen von landwirtschaftlichen Böden herangezogen, die innerhalb eines UBA-Forschungsvorhabens zu Lysimeterversuchen an unterschiedlichen Standorten in Deutschland (BIELERT et al., 1999) gemessen wurden. Eine Regionalisierung war aufgrund des fehlenden Zusammenhangs zwischen Bodenart und Schwermetallkonzentrationen im

Sickerwasser nicht möglich. Selbst Sickerwasserkonzentrationsdaten ähnlicher Standorte weisen sehr große Unterschiede auf. Verwendet wurden die Medianwert aller 340 Sickerwasserproben (Tabelle 5-42).

Tabelle 5-42: Schwermetallkonzentrationen im Sickerwasser (BIELERT et al., 1999)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Konzentration [µg/l]	0,14	4,60	4,00	8,90	0,28	19

Ergebnisse

Die aus Dränagen berechneten Schwermetallemissionen zeigt Tabelle 5-43, die Ergebnisse stehen im Vergleich zu denen aus dem Vorprojekt kalkulierten (HAHN et al., 2001).

Tabelle 5-43: Berechnete Schwermetallfrachten aus Dränagen im Kraichbach und im Vorprojekt (HAHN et al., 2001)

[kg/l]	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Kraichbach	0,12	3,89	3,38	7,52	0,24	16,1
Vorprojekt	0,31	0,92	5,43	1,53	1,38	61,2

Die Unterschiede zu dem im Vorprojekt berechneten Schwermetallemissionen ergeben sich durchweg aus den Eingangskonzentrationen, die im Vorprojekt bei Cadmium, Kupfer, Blei und Zink höher angesetzt wurden, bei Chrom und Nickel hingegen niedriger.

5.2.4.6 Regenwasserkanäle

Stoffliche Eingangsdaten

Die stoffspezifischen Oberflächenfrachten $f_{Tr,b}$ für Schwermetalle wurden FUCHS et al. (2000) entnommen, die diese unter Berücksichtigung von zeitlichen Trends basierend auf der Recherche zu gemessenen Konzentrationen im Regenwasserkanal von BROMBACH & FUCHS (2003) berechneten. Entsprechend dem Vorgehen von FUCHS et al. (2003) wurde der Wert für Blei um ca. 30 % reduziert. Die im Projekt genutzten Werte sind in Tabelle 5-44 gezeigt.

Tabelle 5-44: Stoffspezifische Oberflächenfrachten $f_{Tr,b,SM}$ für Schwermetalle [g/(ha·a)] (aus: FUCHS et al., 2002)

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
5,1	44	310	63	100	1.985

Ergebnisse

Die Jahresfrachten von Schwermetallen (in kg/a), die über Regenwasserkanäle in die Gewässer gelangen, sind in Tabelle 5-45 dargestellt. Gegenüber den Nährstoffen hat dieser Pfad für die Schwermetalle eine vergleichsweise große Bedeutung.

Tabelle 5-45: Schwermetallemissionen aus Regenwasserkanälen ERK_{SM} im oberen Kraichbach in [kg/a]

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0,18	1,55	10,59	2,23	3,53	70,12

5.2.4.7 Dezentrale Abwasserentsorgung

Stoffliche Eingangsdaten

Die einwohnerspezifischen Emissionen für Schwermetalle ($f_{EW,SM}$), die zur Berechnung der Emissionen aus dezentraler Abwasserentsorgung benötigt wurden, konnten FUCHS et al (2002) entnommen werden, die diese im Rahmen einer deutschlandweiten Bilanzierung für das Bezugsjahr 2000 erhoben. Sie lauten (Tabelle 5-6):

Tabelle 5-46: Einwohnerspezifische Emissionen $e_{EW, SM}$ für Schwermetalle [mg/(EW·d)] (aus: FUCHS et al, 2002)

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0,14	4,1	11	3,8	4,4	36

Bezüglich des Wirkungsgrades von Mehrkammerausfaulgruben wurde von einer Analogie zum Phosphor ausgegangen: Auch bei Schwermetallen wird kein Rückhalt der gelösten Phase angenommen, der Anteil der partikulären Stoffe, die sich absetzen, wird mit 50 % angesetzt. Der Anteil an der Emissionsfracht, der den absetzbaren Partikeln entspricht, wurde den Berechnungen des Projektes NIEDERSCHLAG entnommen (HAHN et al, 2000). Der sich schließlich stoffspezifisch daraus für die Schwermetalle ergebende Wirkungsgrad $\eta_{MKG, SM}$ von Mehrkammergruben ist in Tabelle 5-47 dargestellt:

Tabelle 5-47: Wirkungsgrade für Schwermetalle $\eta_{MKG, SM}$ von Mehrkammergruben [%]

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
30	30	20	5	35	10

Ergebnisse

Tabelle 5-48 zeigt die Summe der Schwermetallemissionen, die aus der dezentralen Abwasserentsorgung in die Gewässer gelangen. Bezüglich der Verteilung der Einzelquellen (Mehrkammergruben vs. abflusslose Gruben) ergibt sich ein Bild analog dem der Nährstoffe, welches deswegen hier nicht dargestellt ist.

Tabelle 5-48: Schwermetallemissionen aus dezentraler Abwasserentsorgung EDA_{SM} im oberen Kraichbach in [kg/a]

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0,00132	0,0396	0,117	0,0471	0,0399	0,740

5.2.4.8 Außerörtliche Straßen und Wege

Stoffliche Eingangsdaten

Die Konzentrationen von Schwermetallen, die in den Berechnungen dem abfließenden Regenwasser von außerörtlichen Straßen und Wegen zugewiesen wurden, sind in Tabelle 5-6 zusammengefasst.

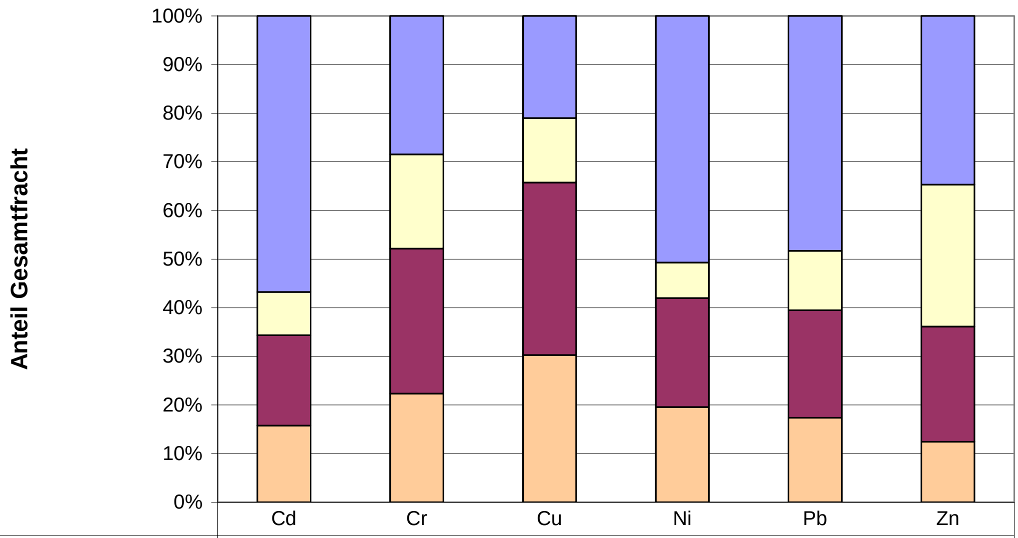
Entsprechend der verkehrlichen Belastung nimmt auch die stoffliche Belastung des Abflusses von den Straßen von den Bundes- zu den Gemeindestraßen ab. Die Werte für die Bundesstraßen entstammen DIERKES & GEIGER (2000), die von ihnen nicht gemessenen Parameter wurden GROTTKER (1991) entnommen. Für die Kreis- und Gemeindestraßen wurde auf NADLER & MEIßNER (2001) zurückgegriffen. Den Landesstraßen wurde das Mittel aus den Werten für Bundesstraßen und Kreis- und Gemeindestraßen zugewiesen. Die Konzentration im Oberflächenabfluss von Wegen wurde der Konzentration im Regenwasser gleichgesetzt, die Zahlenwerte wurden der Zusammenstellung in FUCHS et al. (2003) entnommen.

Tabelle 5-49: Schwermetall-Konzentrationen ($C_{SW,SM}$) im Regenabfluss außerörtlicher Straßen und Wege [µg/l]

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Bundesstraße	1,70	24,00	205,00	35,00	59,00	436,00
Landesstraßen	1,00	16,00	119,90	20,00	37,50	415,00
Kreis- und Gemeindestraßen	0,37	8,00	34,70	5,00	16,00	394,00
Wege	0,05	0,25	1,16	0,74	1,34	9,93

Ergebnisse

Die Emissionen der Schwermetalle von außerörtlichen Straßen und Wegen ESW_{SM} rühren zu 20 bis 55 % von den Wegen her, sie sind also nicht so überwältigend von diesen dominiert, wie es bei den Nährstoffen der Fall ist. Grund sind die deutlich höheren Ablaufkonzentrationen der Schwermetalle von Straßen im Vergleich zu den Wegen. Abbildung 5-11 zeigt den relativen Vergleich der verschiedenen Straßentypen und der Wege an der Gesamtfracht dieses Eintragspfades sowie die absoluten Zahlen, die für das Gebiet des oberen Kraichbaches berechnet wurden.



	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Wege	0,011	0,053	0,246	0,157	0,285	2,109
Kreis- und Gemeindestraßen	0,002	0,036	0,156	0,023	0,072	1,776
Landesstraßen	0,003	0,056	0,417	0,069	0,130	1,442
Bundesstraße	0,003	0,042	0,356	0,061	0,102	0,757
Summe	0,019	0,186	1,175	0,310	0,589	6,084

Abbildung 5-24: Anteile der verschiedenen Straßentypen und der Wege an der Gesamtfracht der außerörtlichen Straßen und Wege, sowie die entsprechenden absoluten Zahlen in [kg/a]

5.2.5 Immissionsdaten

Stoffspezifische Eingangsdaten

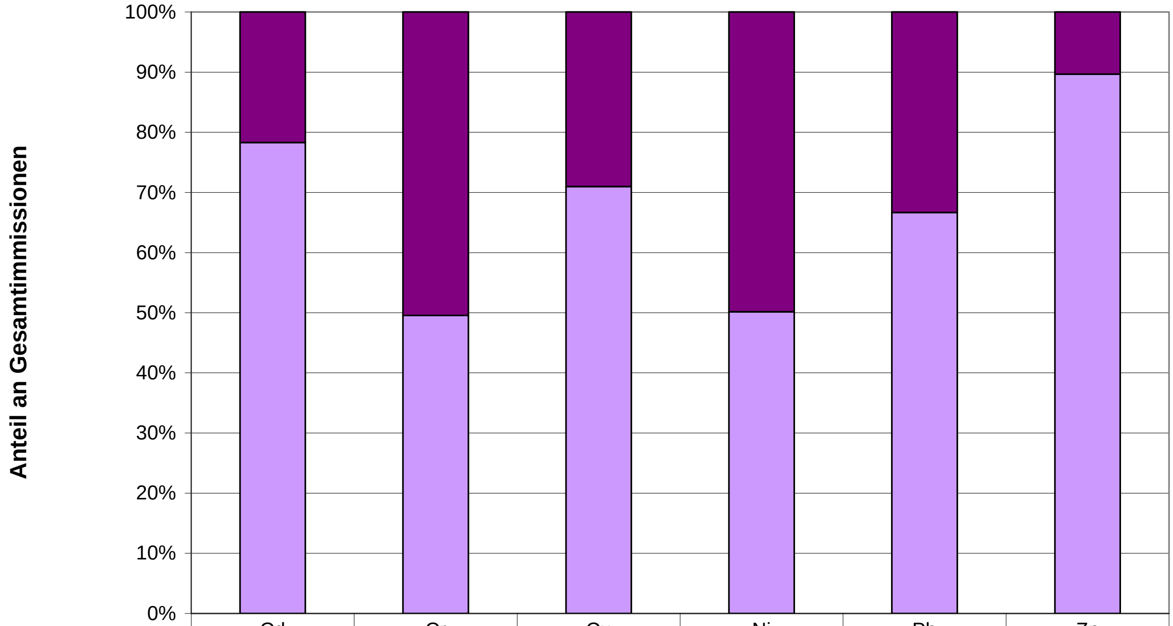
Aus Kostengründen war es leider nicht möglich, die 14-täglichen Schöpfproben auch auf Schwermetalle analysieren zu lassen. Schwermetallanalysen wurden nur von den Ereignisproben durchgeführt. Der Abflussbereich der Basisfracht wurde deswegen durch die Routineproben der LfU (2000) am Pegel Ketsch aus den Jahren 1990 bis 1998 abgedeckt. Eine Aufteilung in Abflussklassen konnte bezüglich dieser Messwerte nicht stattfinden. Die Mediane der von der LfU (2000) gemessenen Schwermetall-Konzentrationen, die folglich für den gesamten „Basisfracht-Abflussbereich" zur Anwendung kamen, sind in Tabelle 5-50 zusammengestellt. Auch die tagesbezogenen Ereignisfrachten sind in der Tabelle angegeben. Sie wurden analog dem Vorgehen bei den Nährstoffen aus den Analysen der Ereignisbeprobung berechnet.

Tabelle 5-50: Median der Schwermetallmessungen [µg/l] (LfU, 2000) aus den Jahren 1990-1998 sowie tagesbezogene Ereignisfracht [kg/d]

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0,1 [µg/l]	2,8 [µg/l]	4 [µg/l]	3,5 [µg/l]	2,8 [µg/l]	33 [µg/l]
0,16 [kg/d]	13,93 [kg/d]	9,29 [kg/d]	17,23 [kg/d]	9,75 [kg/d]	20,90 [kg/d]

Ergebnisse

Abbildung 5-25 zeigt die Ergebnisse der Immissionsberechnung der Schwermetalle unterteilt in die Basis- und Ereignisfracht.



	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Ereignisfracht	1,3	111,0	74,0	138,0	78,0	167,0
Basisfracht	4,7	109,0	181,0	139,0	156,0	1.450,0

Abbildung 5-25: Anteil der Basis- und Ereignisfracht an den Immissionen der Schwermetalle

Bei der Betrachtung und Analyse des hier als Basisfracht dargestellten Anteils an den Gesamtimmissionen muss berücksichtigt werden, dass die diesem zugrundeliegenden Konzentrationen nicht vom Pegel Ubstadt stammen, sondern aus Proben des Kraichbachs in Ketsch, an der Mündung in den Rhein (s.o.). Dies ist aus zweierlei Gründen nicht ganz unproblematisch:

Zum Einen durchfließt der Kraichbach unterhalb des Pegels Ubstadt die Hardtebene, danach die nördliche Oberrheinniederung. Diese beiden Naturräume unterscheiden sich grundlegend vom Kraichgau, innerhalb dessen das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs liegt. Insbesondere für die diffusen, ländlichen Quellen ist deswegen mit grundsätzlich anderen Verhältnissen zu rechnen. Infolge anderer Bodentypen und der verschiedenen Topographie ist z.B. davon auszugehen, dass Bodenerosion im unteren Kraichbach fast gar nicht mehr vorkommt. Immerhin hat das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs einen Anteil von über 40 % am Gesamteinzugsgebiet des Kraichbachs, inklusive der mit dem oberen Kraichbach vergleichbaren Einzugsgebietsteile (vor allem das Einzugsgebiet des Katzbaches) sogar von über 60 %. Von den Flächenanteilen her ist das Einzugsgebiet des Kraichbachs also mehrheitlich bestimmt vom Kraichgau.

Zum Zweiten ist auch aus dem Bereich der urbanen Quellen ein Unterschied bekannt: Im Einzugsgebiet des Kraichbachs unterhalb des Pegels Ubstadt befinden sich zwei Industrielle Direkteinleiter, deren Emissionen somit auch von der Probenahme in Ketsch erfasst werden. Auf der Datengrundlage von FUCHS et al. (2003) wurde aktuelle Jahresemissionen dieser beiden Punktquellen evaluiert. Ihre Summe beträgt bei jedem Metall weniger als 1 % der Summe der Emissionen des oberen Kraichbachs, ihr Einfluss auf die Schwermetall-

Konzentrationen am Pegel Ketsch wird deswegen als sehr gering eingeschätzt. Bedenken gegen die Nutzung der Messdaten von Ketsch bestehen aufgrund dieses Aspekts nicht.

Insgesamt werden die Messwerte des Probenahmeortes Ketsch als so verlässlich eingeschätzt, dass mit Ihnen zumindest eine Vergleichsgröße als Basisfracht der Immissionen für die Schwermetalle berechnet werden kann.

III. TEIL: Ergebnisse und Diskussion

6 Gesamtergebnisse

6.1 Emissionen

6.1.1 Nährstoffe

Eigene Ergebnisse

In Abbildung 6-1 sind die pfadspezifischen Emissionen, die nach den in den vorhergehenden Kapiteln vorgestellten Ansätzen berechnet wurden, den Ergebnissen für Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor gegenübergestellt. Die entsprechenden Säulen sind mit „(oKraich)" bezeichnet. Die Summe beläuft sich auf 263 t N_{ges}/a bzw. 16,3 t P_{ges}/a, dies entspricht auf die Fläche des Einzugsgebiets bezogen 1.630 kg/(km²·a) (Stickstoff) bzw. 102 kg/(km²·a) (Phosphor). Die Absolutwerte der einzelnen, pfadspezifischen Emissionen sowie der Anteil, den sie an den Gesamtemissionen haben, sind in Tabelle 6-1 zusammengefasst.

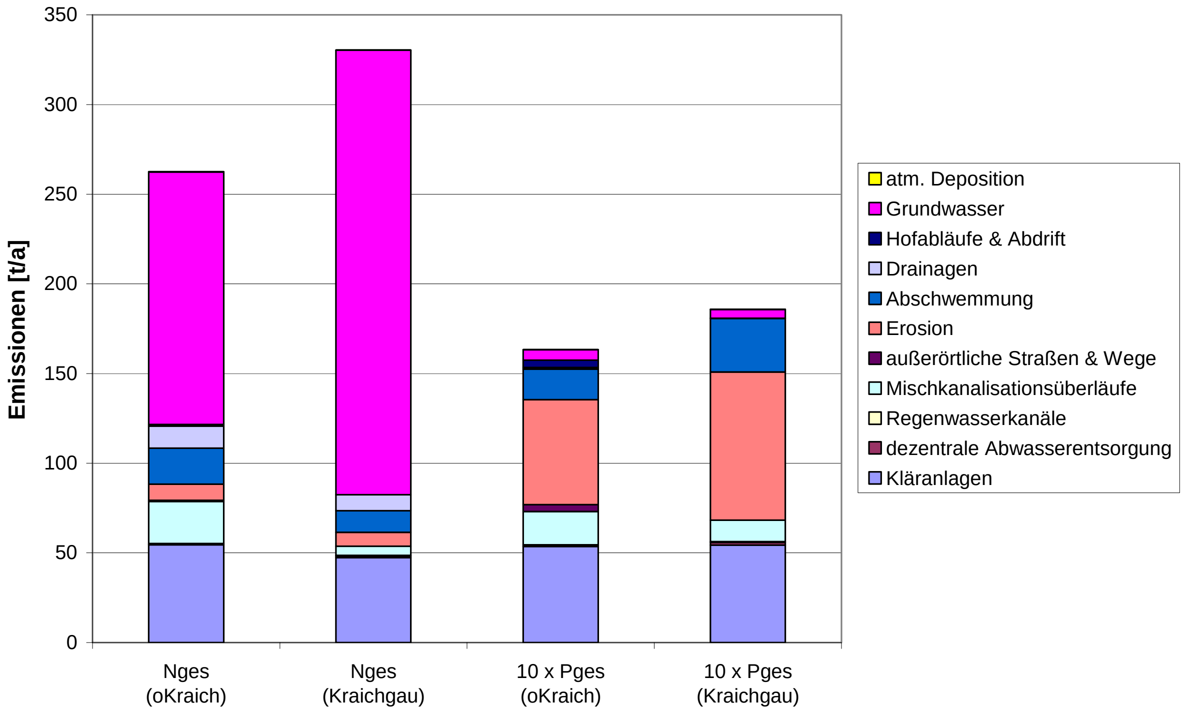


Abbildung 6-1: Summe der Emissionen für Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor (10-fach überhöht) für das Gebiet des oberen Kraichbachs: In diesem Projekt berechnet (oKraich) und nach dem von der LfU modifizierten, auf Baden-Württemberg übertragene Modell MONERIS (BEHRENDT et al., 2001) (Kraichgau)

Die Summe der Emissionen des Stickstoffs sind dominiert von den Einträgen via Grundwasser. Annähernd 55 % der Gesamtemissionen können alleine diesem Pfad zugeschrieben werden. Lediglich die Abläufe der kommunalen Kläranlagen tragen als weiterer Einzelpfad zu mehr als 10 % zu den gesamten Emissionen bei. Aus Mischkanalisationsüberläufen, von Abschwemmungen, aus Drainagen und über Erosion werden noch einmal jeweils zwischen 4

und 9 % der Summe der Emissionen ins Gewässer eingetragen, alle weiteren Pfade sind vernachlässigbar.

Tabelle 6-1: Pfadspezifische Emissionen für N_{ges} und P_{ges} und deren Anteil an der Summe der berechneten Emissionen

Pfad	N_{ges}		P_{ges}	
	[t/a]	[-]	[t/a]	[-]
Kläranlagen	54,4	20,7%	5,4	32,7%
dezentrale Abwasserentsorgung	0,1	0,0%	0,0	0,1%
Regenwasserkanäle	0,7	0,3%	0,1	0,5%
Mischkanalisationsüberläufe	23,4	8,9%	1,9	11,3%
außerörtliche Straßen & Wege	0,6	0,2%	0,4	2,3%
Erosion	9,1	3,5%	5,9	35,8%
Abschwemmung	20,0	7,6%	1,7	10,4%
Drainagen	12,3	4,7%	0,1	0,6%
Hofabläufe & Abdrift	1,0	0,4%	0,4	2,6%
Grundwasser	140,7	53,6%	0,6	3,5%
atm. Deposition	0,2	0,1%	0,0	0,1%
Summe	262,6	100,0%	16,3	100,0%

Die Emissionen des Gesamtphosphors werden nicht so stark von einem einzigen Pfad geprägt, wie die des Gesamtstickstoffs. In gleicher Größe tragen Kläranlagenabläufe und Bodenerosion zu den Gesamtemissionen bei (je rund ein Drittel). Zwei weitere Pfade, „Mischkanalisationsüberläufe“ und „Abschwemmung“, leisten Beiträge von jeweils ca. 10 %, im Bereich von 2 bis 3 % liegen die Einträge, die aus dem Ablauf außerörtlicher Straßen und Wege, von Hofabläufen und Abdrift und aus dem Grundwasser stammen. Alle weiteren Pfade kommen in ihrer Summe auf gerade einmal knapp über 1 %.

Vergleich mit den Ergebnissen anderer Autoren für den oberen Kraichbach

Abbildung 6-1 erlaubt auch einen Vergleich der Ergebnisse des hier vorgestellten Projekts mit einer Frachtschätzung, die auf der Ebene des Landes Baden-Württemberg durchgeführt wurde. Es handelt sich um das von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (RUF, 2003) modifizierte, auf Baden-Württemberg übertragene Modell MONERIS (BEHRENDT et al., 2001). Die Ergebnisse für das Teileinzugsgebiet, welches den oberen Kraichbach umfasst, aber etwa doppelt so groß ist, wurden flächenproportional auf den oberen Kraichbach umgerechnet. Sie sind in der Abbildung mit „Kraichgau“ bezeichnet, da das gesamte Teileinzugsgebiet in diesem Naturraum liegt.

Betrachtet man die Ergebnisse für Gesamtstickstoff, so fällt auf, dass die Summe der Emissionen im Baden-Württemberg-weiten Modell über 25 % höher geschätzt wurden. Die Differenz lässt sich zu über 100 % aus unterschiedlichen Frachten aus Grundwasser erklären das heißt, bis auf den Pfad Grundwasser, der im landesweiten Modell höher berechnet wird, werden für alle anderen (wesentlichen) Pfade geringere Emissionen berechnet. Die Unterschiede bei den Grundwasseremissionen kommen durch die unterschiedlichen Eingangsdaten bei der Grundwasserneubildungsrate zustande. So werden die Stickstoffsalden aus der Bilanz im oberen Kraichbach zwar um 25 % höher kalkuliert,

jedoch beläuft sich die Denitrifikation, bei der sowohl die obere als auch gesättigte Bodenzone berücksichtigt wird auf insgesamt 87 %. Sie liegt damit etwas höher als die im „Kraichgau"-Modell ermittelten Denitrifikationsrate zwischen 70–80 %. Die wesentlich höheren Stickstofffrachten resultieren überwiegend aus der um ca. 25 % höher angenommenen Grundwasserneubildungsrate.

Mehr als 25 % zu klein ist die Fracht aus Mischkanalisationsüberläufen im Baden-Württemberg-weiten Modell. Dies ist das Resultat einer genaueren Berechnung der Entlastungswassermengen, die zu größeren Werten führte, sowie der Nutzung einer höheren Konzentration im Überlaufwasser in unserem Modell. Während es sich bei den differierenden Entlastungswassermengen um das Ergebnis der notwendigerweise gröberen Berechnung des Entlastungsgeschehens auf der größeren Skala handelt, ist die Differenz in den Entlastungskonzentrationen eine Folge der zugrundegelegten Literaturquelle (Kraichbach: 12,61 mg/l nach BROMBACH & FUCHS (2003), Baden-Württemberg-weites Modell: 5,39 mg/l nach BROMBACH & MICHELBACH (1998), vgl. Kapitel 5.1.3).

Die Abweichungen in den Emissionen aus den Pfaden „Kläranlagen" und „Abschwemmung" haben eine Größenordnung von ca. 10 % der Differenz in beiden Modellen. Angesichts der Ungenauigkeiten, die sich aus der flächenproportionalen Umrechnung der Frachten aus der Punktquelle „Kläranlage" ergeben, erscheint die Differenz in diesem Emissionspfad nicht weiter erklärungsbedürftig, sie beträgt auch im direkten Vergleich der beiden berechneten, flächenspezifischen Emissionen lediglich 13 %. Die Frachten aus Abschwemmung werden hingegen im landesweiten Modell 40 % niedriger geschätzt. Das landesweite Modell kalkuliert den Direktabfluss nach EISELE (2003) mit nur 2 %, im Gegensatz zu dem im oberen Kraichbach verwendeten Modell LARSIM, dass einen Direktabfluss von 22 % ausgibt. Wie schon im Kapitel 4.4.4 (Abschwemmung von unbefestigten Flächen) erläutert weisen allerdings beide Modelle hier Schwächen auf. Des weiteren wird im Kraichgau eine geringere Stickstoffkonzentration im Oberflächenabfluss angenommen, die im oberen Kraichbach verwendeten, höheren Konzentrationen sind durch ortsspezifische Messungen belegt.

Die Summen der pfadbezogenen Emissionen des Phosphors weichen um ca. 2,2 t/a von einander ab, was einem Anteil von 14 % entspricht. Der Betrag der Differenz lässt sich alleine aus der Überschätzung des landesweiten Modells von den Emissionen aus Erosion erklären, die 2,4 t/a beträgt. Hauptursache für diesen Unterschied ist das Rechnen mit einem erhöhten Bodenabtrag (es findet z.B. keine Berücksichtigung von Bodenschutzmaßnahmen statt) und der Ansatz eines Anreicherungsfaktors, der angesichts der im Testgebiet vorliegenden Böden nicht angemessen erscheint. Das Fehlen eines regionalisierten Verfahrens zur Ermittlung von Anreicherungsfaktoren macht sich hier deutlich bemerkbar.

Auch bei anderen Pfaden gibt es z.T. deutliche Abweichungen, die sich jedoch in der Summe ausgleichen. So wird z.B. die Phosphoremission aus Abschwemmung vom landesweiten Modell deutlich größer (75 %) berechnet als vom hier präsentierten Modell. Die Unterschiede basieren auf den im „Kraichgau" wesentlich höher angenommenen Phosphorkonzentrationen im Oberflächenabfluss. Auch hier konnte im oberen Kraichbach, wie beim Stickstoff, auf Gebietsmessungen zurückgegriffen werden.

Unterschiedlich sind auch beim Phosphor die Schätzfrachten aus Mischkanalisationsüberläufen, die vom landesweiten Modell 0,65 t/a kleiner berechnet werden. Grund ist wieder die berechnete Entlastungswassermenge im landesweiten Modell. Die von beiden Modellen genutzten Entlastungswasserkonzentrationen sind vergleichbar.

Außerörtliche Straßen und Wege werden vom landesweiten Modell nicht in der Frachtschätzung berücksichtigt. Nach den Ergebnissen unseres Modells ist dies nicht gerechtfertigt, da dieser Pfad immerhin einen Anteil von 2 % an den Gesamtemissionen hat. Obwohl unsere Frachtschätzung mit großer Sorgfalt durchgeführt wurde, muss einschränkend

erwähnt werden, dass speziell in der Berechnung dieses Pfads eine große Anzahl an schlecht verifizierbaren Annahmen getroffen werden mussten. Dies wurde auch bereits in Kapitel 4.8 erwähnt. Eine Beurteilung kann nur nach Abschluss weiterer Untersuchungen in diesem Bereich vorgenommen werden.

Vergleich mit den Ergebnissen anderer Autoren auf verschiedenen Skalen

Abbildung 6-2 zeigt die flächenspezifischen Emissionen für Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor von drei Gebieten: 1. dem oberen Kraichbach (aus diesem Projekt), 2. dem Land Baden-Württemberg[1] und 3. ganz Deutschland (BEHRENDT et al., 2002). Die Emissionen von industriellen Direkteinleitern in Baden-Württemberg und Deutschland wurden in diesem Vergleich außen vor gelassen, um eine direkte Vergleichbarkeit mit dem Gebiet des oberen Kraichbachs zu gewährleisten, innerhalb dessen sich keine derartigen Quellen befinden.

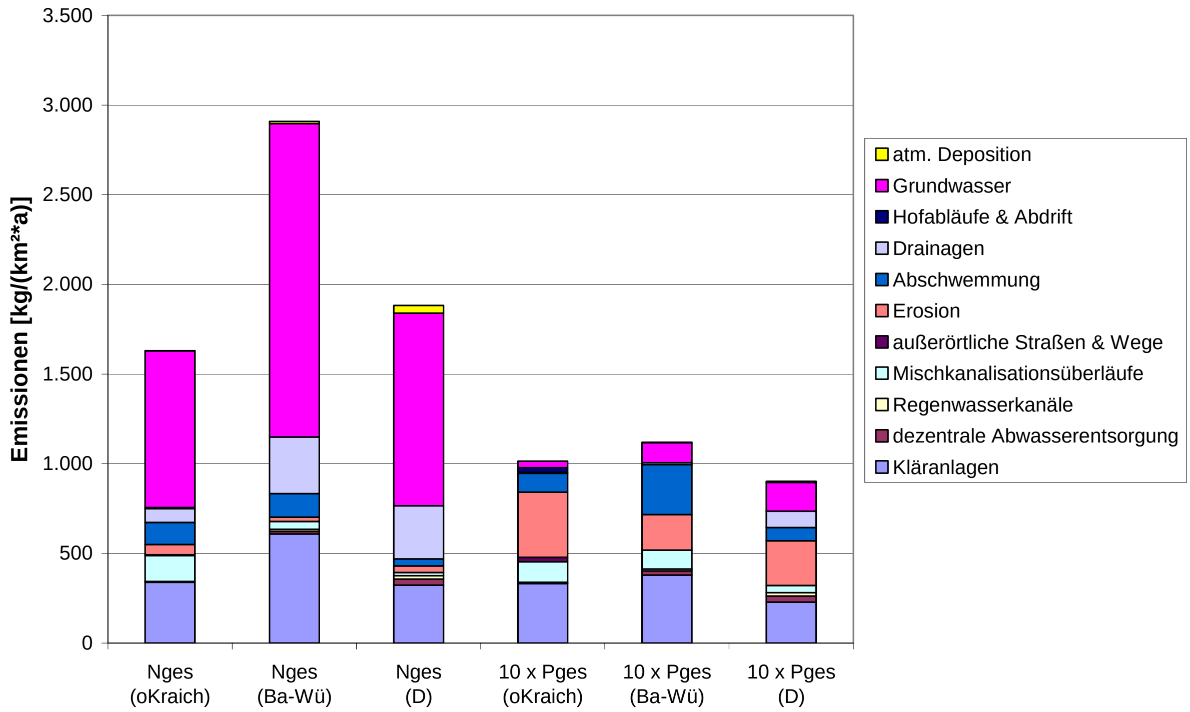


Abbildung 6-2: Summe der flächenspezifischen Emissionen für Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor (10-fach überhöht) für das Gebiet des oberen Kraichbachs (oKraich), Baden-Württemberg und Deutschland

Bezogen auf den Stickstoff zeigt sich, dass die Summe der flächenspezifischen Emissionen von Baden-Württemberg fast 80 % größer als die des oberen Kraichbachs sind, die Emissionen von Deutschland sind hingegen 15 % größer. Geprägt werden diese Differenzen in erster Linie vom Pfad „Grundwasser", dem flächenspezifisch in Baden-Württemberg doppelt so hohe, in Deutschland insgesamt fast 25 % größere Emissionen als im oberen Kraichbach Gebiet zugeordnet werden. Die Unterschiede sind durch die Denitrifikationsraten bedingt. In „Baden-Württemberg" weist der Schwarzwald durchweg geringere Stickstoffretentionen auf als die übrigen Landesgebiete, dies führt trotz geringerer Stickstoffeinträgen zu höheren flächenspezifischen Austrägen. Hingegen über das gesamte Bundesgebiet gemittelt,

[1] Datengrundlage: das von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (RUF, 2003) modifizierte, auf Baden-Württemberg übertragene Modell MONERIS (BEHRENDT et al., 2001)

verringern die Gebiete der norddeutschen Tiefebene mit durchweg sehr hohen Stickstoffretentionen die flächenspezifischen Austräge über das Grundwasser.

Auffällig ist weiterhin, dass die Emissionen aus Drainagen sowohl in Baden-Württemberg als auch in Deutschland deutlich größer (rund 300 %) sind als im oberen Kraichbach, Ursache ist der geringe Anteil an drainierter Fläche in unserem Testgebiet. In Baden-Württemberg und in Deutschland beträgt der Anteil der drainierten Fläche an der landwirtschaftlichen Nutzfläche durchschnittlich bei 12,4 % und ist damit um das 3,5-fache höher als im oberen Kraichbach.

Auch bei den urbanen Pfaden zeigen sich große Unterschiede zwischen den Gebieten, allerdings mit gegenläufiger Tendenz: Deutlich am höchsten sind die Emissionen aus Mischwasserüberläufen im oberen Kraichbach. Dieser Unterschied lässt sich auf den hohen Anteil zurückführen, den das Mischsystem an den kanalisierten Flächen im Testgebiet hat, aber auch methodische Schwierigkeiten der Bilanzansätze auf größeren Skalen können in diesem Vergleich zum Ausdruck kommen: Bei ihnen handelt es sich um Schätzverfahren, während die Emissionen im oberen Kraichbach simuliert wurden und das Modell somit auch verifiziert werden konnte. Zudem erlauben es die in „Baden-Württemberg“ bzw. „Deutschland“ angewendeten Modelle z.B. nicht, schlecht auf einander abgestimmte Drosselabflüsse abzubilden, es ist also davon auszugehen, dass sie die tatsächlich emittierten Stofffrachten unterschätzen. Auch eine regionalisierte Berücksichtigung des Fremdwasseranfalls wurde bislang nicht in diesen Modellen implementiert. Regenwasserkanäle spielen für den Stickstoffaustrag aus urbanen Gebieten insgesamt eine untergeordnete Rolle.

Die Kläranlagen im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs emittieren flächenbezogen deutlich weniger als im Baden-Württembergischen Mittel, welches 80 % höher liegen. Vergleichbar sind die flächenspezifischen Emissionen mit denen in Deutschland. Da das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs im Vergleich dieser drei Gebiete die geringste Einwohnerdichte aufweist, sind die auf die Einwohner bezogenen Emissionen von Baden-Württemberg nur 35 % größer (2,04 kg/(E·a)), von Deutschland sogar 8 % geringer (1,40 kg/(E·a)) als im oberen Kraichbach (1,51 kg/(E·a)). Addiert man zu den Emissionen aus Kläranlagen noch die aus der dezentralen Abwasserentsorgung, um auch den unterschiedlichen Anschlussgrad zu berücksichtigen, so liegen der obere Kraichbach und Deutschland gleich auf (1,51 kg/(E·a) bzw. 1,54 kg/(E·a)), während die einwohnerbezogenen Emissionen von Baden-Württemberg fast 40 % größer sind (2,09 kg/(E·a)).

Die Summen der flächenspezifischen Phosphoremissionen der drei Gebietsmodelle sind nicht so stark unterschiedlich, wie die des Stickstoffs. Sie schwanken im Vergleich zum oberen Kraichbach zwischen +10 % (Baden-Württemberg) und -11 % (Deutschland). Die Emissionen aus Kläranlagen sind hierfür ein maßgeblicher Faktor: Sie liegen flächenspezifisch in Baden-Württemberg 14 % über, in Deutschland 31 % unter denen im oberen Kraichbach. Einwohnerbezogen emittieren die Kläranlagen im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs sogar am meisten: Die Fracht beträgt hier 0,15 t/(E·a) gegenüber 0,13 t/(E·a) in Baden-Württemberg bzw. 0,10 t/(E·a) in Deutschland.

Die Phosphoremissionen zufolge Erosion sind im Kraichbachgebiet deutlich größer als in Baden-Württemberg bzw. Deutschland, deren flächenspezifischen Frachten 45 % bzw. 30 % kleiner sind. Angesichts der intensiven, landwirtschaftlichen Nutzung des Testgebiets, seines Reliefs und der stark erosionsanfälligen Böden überrascht dieser Befund wenig. Im Gegenteil: Eine viel größere Differenz war erwartet worden, die hohe Verbreitung von Erosionsschutzmaßnahmen ist sicher ein Grund für dieses Ergebnis. Berücksichtigt werden muss jedoch auch, dass in den Modellen, mit denen die Emissionen in Baden-Württemberg und Deutschland berechnet wurden, für den Phosphor ein Anreicherungsfaktor zum Tragen kommt, der für das Gebiet von Baden-Württemberg einen Mittelwert von 13,5, in

Deutschland von 11,9 aufweist. Auch dies führt natürlich dazu, dass der Unterschied zwischen dem bundes- und landesweit berechneten Emissionen kleiner ist, als er sich aus dem Verhältnis der Bodenabträge direkt ergibt.

Die flächenspezifischen Phosphorfrachten durch Abschwemmungen liegen in Baden-Württemberg um 160 % höher und in Deutschland um 30 % niedriger als im Kraichbach. In „Baden-Württemberg“ ist es der Direktabfluss, der das Ergebnis beeinflusst. Der Mittelwert liegt mit 8,5 % deutlich höher als im „oberen Kraichbach“. In „Deutschland“ erklärt der geringere Anteil an landwirtschaftlichen Flächen im Vergleich zum „oberen Kraichbach“ die Unterschiede im Ergebnis. Diese Erklärung lässt sich ebenfalls auf die flächenspezifischen Stickstofffrachten übertragen. In Baden-Württemberg liegen die flächenspezifischen Stickstofffrachten 5 % höher und in Deutschland 70 % niedriger als im Kraichbach.

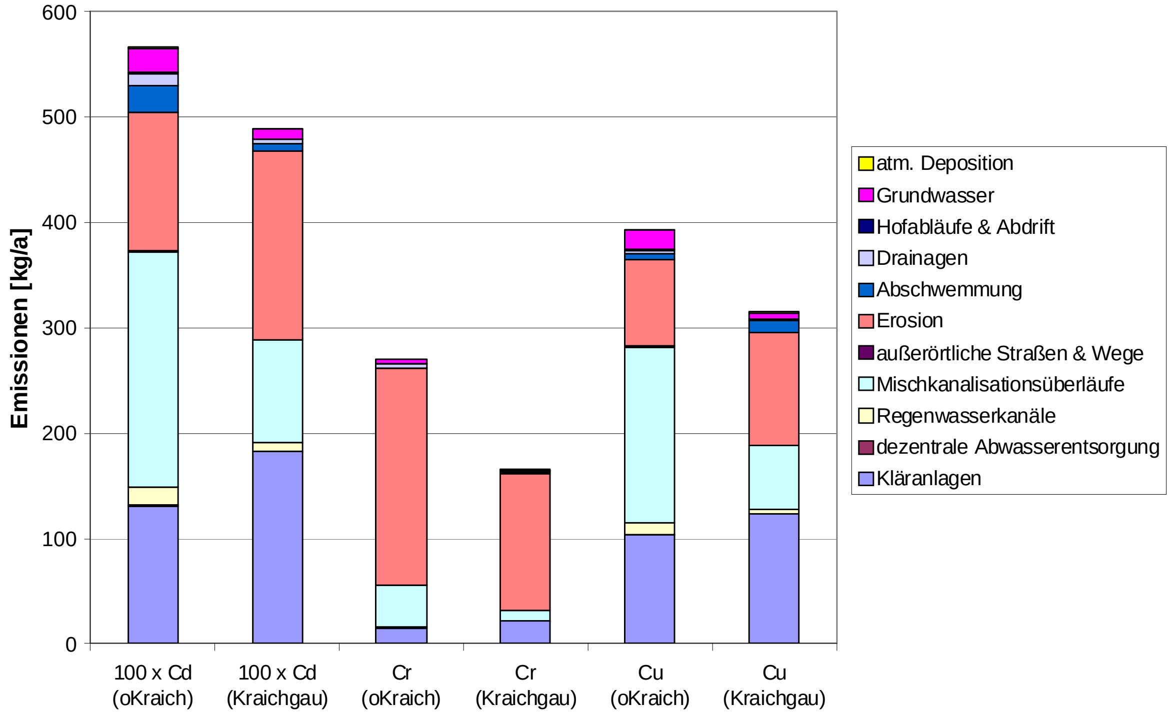
Emissionen aus Mischkanalisationsüberläufen sind beim Phosphor insgesamt bedeutender für den Gesamtstoffeintrag als beim Stickstoff (Faktor 2 bis 6). Im oberen Kraichbach und in Baden-Württemberg sind die flächenspezifischen Emissionen in ihrer Größenordnung vergleichbar, für Deutschland liegen sie 65 % darunter. Dies passt zum Aufkommen der urbanen Entwässerungssysteme: Der Anteil an im Mischsystem entwässerten, befestigten Flächen ist im oberen Kraichbachgebiet, und auch in Baden-Württemberg insgesamt, überproportional hoch (siehe auch Abbildung 3 (erste Abbildung in Kapitel 4.3 - Mischwasserentlastungen))

Die flächenspezifischen Frachten aus dem Pfad „Grundwasser“ nehmen vom Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs über Baden-Württemberg zum Gebiet ganz Deutschlands zu. Im oberen Kraichbach stehen sie nur für 4 % der Gesamtemissionen, in Baden-Württemberg für 10 % und in Deutschland insgesamt für 18 %. Diese sehr unterschiedlichen Ergebnisse lassen sich durch den Einfluss der Böden erklären: Im Kraichbach weisen die Böden eine hohe Sorptionsfähigkeit gegenüber Phosphor auf, praktisch das gesamte – auch durch Dünger hinzugegebene – Phosphat wird im Ton gebunden. Baden-Württemberg-weit kommen Gebiete hinzu, die nur geringe Bindungsfähigkeiten besitzen z.B. Rheinkiese, Karstgebiete. Auf Deutschlandebene schließlich sind noch die Moore anzuführen, die einen Phosphatspeicher darstellen und diesen über Jahrzehnte freisetzen, wenn sie in die Bewirtschaftung überführt werden. Zu erwähnen sind ebenfalls die durch hohen Viehbesatz überversorgten Böden der norddeutschen Tiefebene, die deutschlandweit für die hohen flächenspezifischen Phosphorfrachten verantwortlich sind.

6.1.2 Schwermetalle

Eigene Ergebnisse

Die Ergebnisse der pfadspezifischen Frachtschätzungen der Schwermetalle für das Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs sind in Abbildung 6-3 als gestapelte Säulen dargestellt, sie sind mit „(oKraich)“ bezeichnet. Die Summe beläuft sich für Cadmium auf 5,7 kg/a, für Chrom auf 270 kg/a, für Kupfer auf 393 kg/a, für Nickel auf 271 kg/a, für Blei ebenfalls auf 271 kg/a und für Zink auf 1.600 kg/a. Flächenspezifisch sind dies 35,2 g/(km^2·a) (Cadmium), 1.680 g/(km^2·a) (Chrom), 2.440 g/(km^2·a) (Kupfer), 1.680 g/(km^2·a) (Nickel), 1.690 g/(km^2·a) (Blei) und 9.940 g/(km^2·a) (Zink). Die Absolutwerte der einzelnen, pfadspezifischen Emissionen sowie der Anteil, den sie an den Gesamtemissionen haben, sind in Tabelle 6-2 zusammengefasst.



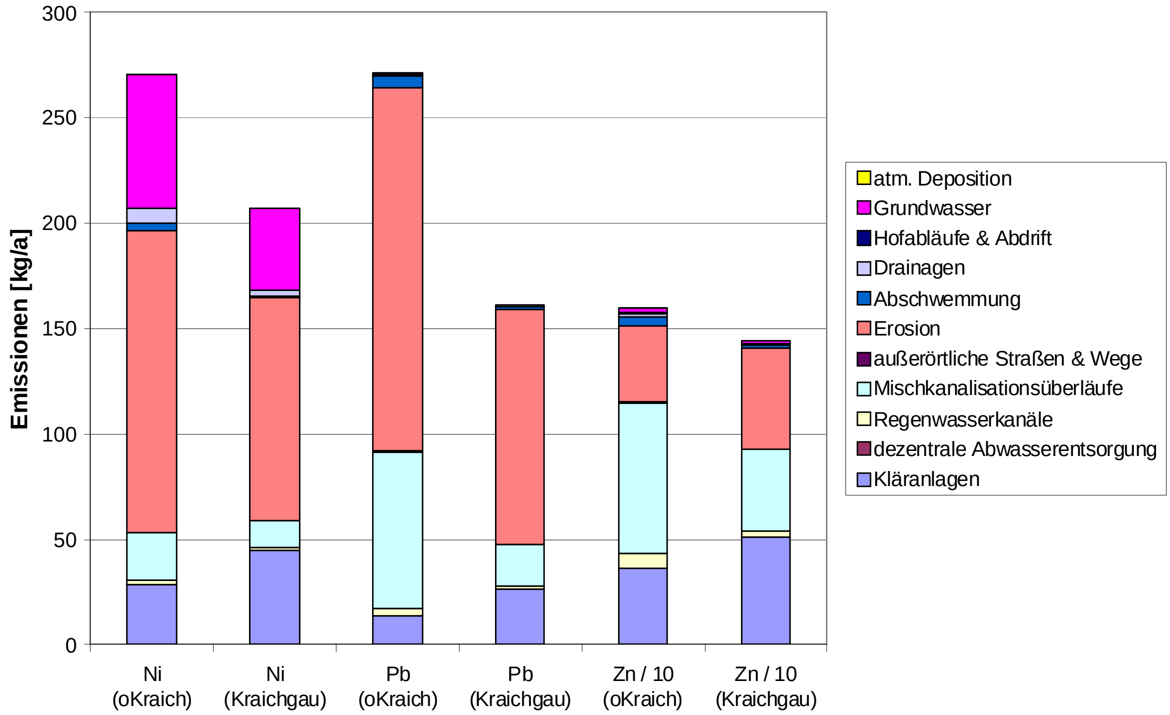


Abbildung 6-3: Summe der Emissionen für Cadmium (100-fach überhöht), Chrom, Kupfer [oben], Nickel, Blei und Zink (auf ein Zehntel reduziert) [unten] für das Gebiet des oberen Kraichbachs: In diesem Projekt berechnet (oKraich) und nach FUCHS et al. (2003) (Kraichgau)

Studiert man Abbildung 6-3, so sieht man schnell, dass die Emissionen aller Schwermetalle im Testgebiet von drei Eintragspfaden bestimmt sind: „Kläranlagen“, „Mischkanalisations-überläufe“ und „Erosion“. Die Summe dieser drei Pfade umfasst zwischen 72 und 96 % aller berechneten Emissionen. Die Ausprägung der einzelnen Pfade ist dabei metallspezifisch

durchaus unterschiedlich: Cadmium wird zu 62 %, Kupfer und Zink gar zu 86 % von den beiden urbanen Quellen bestimmt. Selbst der Anteil der Regenwasserkanäle an den Gesamtemissionen beträgt für diese Schwermetalle um 3 bis 4 %, eine große Zahl angesichts der geringen Verbreitung, die das Trennsystem im Testgebiet hat.

Tabelle 6-2: Pfadspezifische Emissionen für Cd, Cr und Cu [oben] und Ni, Pb und Zn [unten] und deren Anteil an der Summe der berechneten Emissionen

Pfad	Cd		Cr		Cu	
	[kg/a]	[-]	[kg/a]	[-]	[kg/a]	[-]
Kläranlagen	1,3	23,2%	14,9	5,5%	103,3	26,3%
dezentrale Abwasserentsorgung	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,1	0,0%
Regenwasserkanäle	0,2	3,2%	1,6	0,6%	11,0	2,8%
Mischkanalisationsüberläufe	2,2	39,3%	38,9	14,4%	166,9	42,5%
außerörtliche Straßen & Wege	0,0	0,3%	0,2	0,1%	1,2	0,3%
Erosion	1,3	23,2%	205,6	76,2%	82,2	20,9%
Abschwemmung	0,3	4,4%	1,1	0,4%	5,3	1,3%
Drainagen	0,1	2,1%	3,9	1,4%	3,4	0,9%
Hofabläufe & Abdrift	0,0	0,1%	0,1	0,0%	1,7	0,4%
Grundwasser	0,2	4,1%	3,6	1,3%	17,8	4,5%
atm. Deposition	0,0	0,2%	0,0	0,0%	0,3	0,1%
Summe	5,7	100,0%	269,9	100,0%	393,0	100,0%

Pfad	Ni		Pb		Zn	
	[kg/a]	[-]	[kg/a]	[-]	[kg/a]	[-]
Kläranlagen	28,4	10,5%	13,9	5,1%	359,5	22,5%
dezentrale Abwasserentsorgung	0,0	0,0%	0,0	0,0%	0,7	0,0%
Regenwasserkanäle	2,2	0,8%	3,5	1,3%	70,1	4,4%
Mischkanalisationsüberläufe	22,2	8,2%	74,2	27,3%	717,5	44,8%
außerörtliche Straßen & Wege	0,3	0,1%	0,6	0,2%	6,1	0,4%
Erosion	143,0	52,9%	171,8	63,3%	356,8	22,3%
Abschwemmung	3,4	1,3%	6,1	2,2%	45,0	2,8%
Drainagen	7,5	2,8%	0,2	0,1%	16,1	1,0%
Hofabläufe & Abdrift	0,1	0,0%	0,1	0,0%	5,9	0,4%
Grundwasser	63,2	23,4%	0,6	0,2%	18,7	1,2%
atm. Deposition	0,1	0,0%	0,3	0,1%	4,1	0,3%
Summe	270,6	100,0%	271,3	100,0%	1.600,5	100,0%

Auch die Emissionen von Blei werden zu über einem Viertel von Mischkanalisationsüberläufen bestimmt, die Stoffquelle „versiegelte, urbane Flächen“ ist also auch für diesen Stoff als wichtig einzuschätzen. Im Gegensatz zu den zuvor genannten Schwermetallen machen Kläranlagen beim Blei aber nur 5 % der Summe der Emissionen aus. Der primäre Eintragspfad ist für Blei eindeutig die Bodenerosion, die über 60 % der Gesamtemissionen

verursacht. Ähnlich prominent ist dieser Eintragspfad bei Nickel, bei dem er für über 50 % der Emissionen steht. Vorherrschend ist der Einfluss der Erosion auf die Emissionen aber für Chrom, bei dem er den Berechnungen zufolge 76,2 % der Gesamtfracht realisiert. Kein anderer in diesem Projekt betrachteter Stoff wird so stark durch einen einzigen Eintragspfad gezeichnet.

Auffällig ist schließlich auch, dass die Nickelemissionen zu einem bedeutenden Anteil (fast 25 %) durch Einträge über das Grundwasser zustande kommen, ein Pfad, der ansonsten bei den Schwermetallen nur bei Cadmium und Kupfer noch eine nennenswerte Rolle spielt (je ca. 4 %). Erwartungsgemäß hat Nickel bei den Schwermetallen auch den größten Anteil an Emissionen, die über Drainagen in die Gewässer gelangen. Er liegt bei annähernd 3 %.

Vergleich mit den Ergebnissen anderer Autoren für den oberen Kraichbach

Analog zum Vorgehen bei den Nährstoffen soll an dieser Stelle ein Vergleich zwischen den Ergebnissen unseres Projekts mit denen einer Frachtschätzung stattfinden, die auf einer größeren Skala durchgeführt wurde. FUCHS et al. präsentierten 2003 eine Emissionsschätzung der Schwermetalle für Baden-Württemberg, die auf den gleichen Einzugsgebieten basierte wie das von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (RUF, 2003) modifizierte, auf Baden-Württemberg übertragene Modell MONERIS (BEHRENDT et al., 2001). Entsprechend wurden die Ergebnisse für das Teileinzugsgebiet, welches den oberen Kraichbach umfasst, wie schon für den Vergleich der Nährstoffemissionen flächenproportional auf den oberen Kraichbach umgerechnet. Sie sind in Abbildung 6-3 erneut mit „Kraichgau“ bezeichnet.

Der Vergleich der beiden Modellergebnisse zeigt bei allen betrachteten Schwermetallen ähnliche Trends. Alle qualitativen Aussagen, die in der Analyse unserer Ergebnisse getätigt wurden, treffen auch auf die Ergebnisse des landesweiten Modells zu. Die Gesamtemissionen werden allerdings vom landesweit arbeitenden Modell zwischen 10 und 40 % kleiner abgeschätzt. Dem entgegen gerichtet gibt dieses die Emissionen aus Kläranlagen zwischen 20 und 90 % größer an.

Neben der Problematik der flächenproportionalen Umrechnung der Frachten aus Punktquellen, die auch schon in der Analyse der Nährstoffemissionen angesprochen wurde, muss an dieser Stelle erneut auf die prinzipielle Schwierigkeit in der Emissionsschätzung von Schwermetallen hingewiesen werden. Diese ergibt sich aus der insgesamt als dürftig bis mangelhaft zu bezeichnende Datengrundlage. Im hier diskutierten Fall führte dies dazu, dass aufgrund des Fehlens von Messdaten im Landkreis Karlsruhe als Ablaufkonzentration der Kläranlagen in beiden Modellen der gleiche Wert angesetzt wurde: der Mittelwert der in Baden-Württemberg gemessenen Konzentrationen. Aus der Annahme einer gleichen Ablaufkonzentration folgt nun zunächst, dass sich die berechneten Emissionen bei jedem Metall stets um den gleichen Faktor unterscheiden müssten, der sich aus dem Verhältnis der behandelten Wassermenge ergibt.

Dies ist nicht der Fall, da das Bilanzgebiet des landesweiten Modells fast doppelt so groß ist wie unser Testgebiet und auch Kläranlagen außerhalb des Landkreises Karlsruhe umfasst. Für diese wiederum liegen teilweise gemessene Ablaufkonzentrationen vor, die dort natürlich für die Frachtschätzung genutzt wurden, sich aber vom Landesmittel unterscheiden. Dieses Beispiel zeigt die Sensitivität von Mittelwerten, die auf einer kleinen Anzahl an Werten fußen: Nur wenige neue Werte können den Mittelwert stark verändern, entsprechend vorsichtig sind die Ergebnisse der Schwermetall-Berechnungen zu bewerten. Von einer regional differenzierten Modellierung kann in diesem Fall natürlich nur eingeschränkt gesprochen werden (bezüglich der behandelten Wassermengen). Eine andere Vorgehensweise ist jedoch generell zur Zeit nicht sinnvoll möglich.

Datenmangel herrscht auch bei den Oberbodenkonzentration (Pfad „Erosion“), so dass hier in beiden Modellen ausschließlich mit dem landesweiten Mittelwert gerechnet wurde. Trotzdem variieren die berechneten Emissionen aus Erosion schwermetallspezifisch zwischen den beiden Modellen. Das landesweite Modell berechnet zwischen 36 % zu hohe (Cadmium) und 37 % zu niedrige (Chrom) Frachten. Grund für diese Variabilität ist das schwermetallspezifische Anreicherungsverhältnis, welches vom landesweiten Modell einbezogen wird, im vorliegenden Projekt jedoch aufgrund der Kenntnisse über die Böden im Testgebiet konstant zu Eins gesetzt wurde (siehe Kapitel (Erosion-Modellansatz)). Eine Unterschätzung der Frachten im landesweiten Modell ergibt sich (trotz Anreicherungsfaktor) aufgrund einer insgesamt deutlich kleineren Menge an Sedimenteintrag zufolge Erosion.

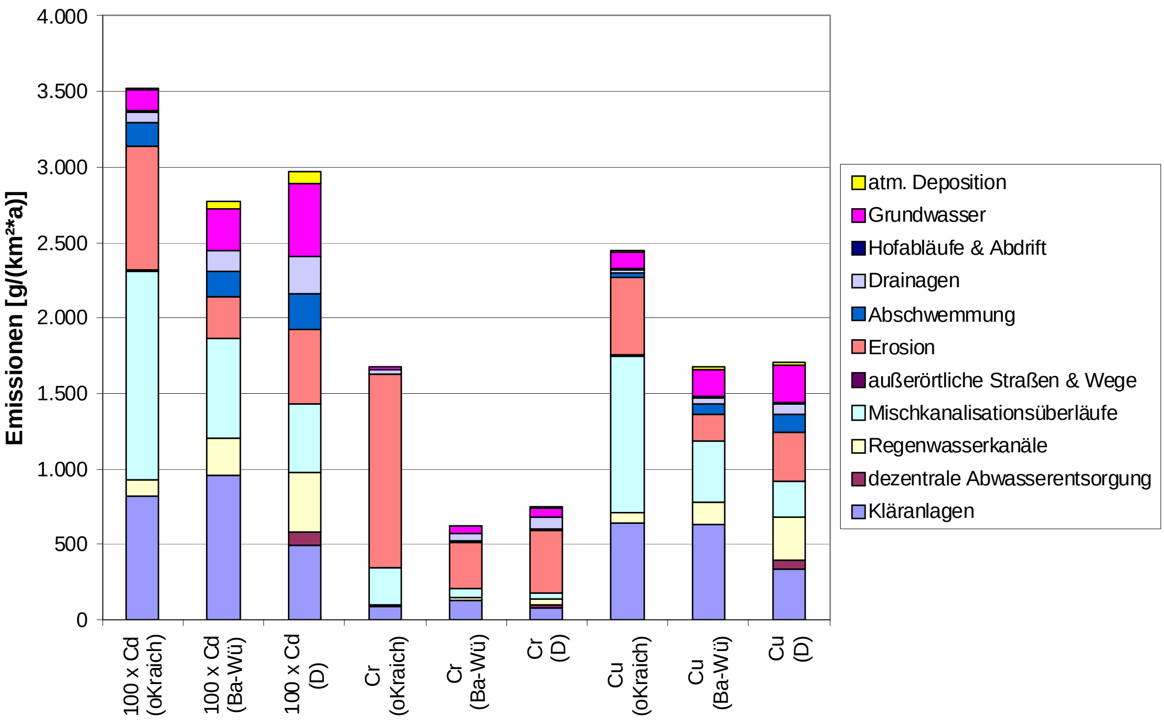
Geprägt wird der Trend der Unterschätzung der Gesamtfrachten im landesweiten Modell schließlich durch eine deutlich niedrigere Kalkulation der Emissionen aus Mischkanalisationsüberläufen, die zwischen 40 und 75 % unter unseren Werten liegen. Da für die Frachtschätzung in beiden Modellen grundsätzlich unterschiedliche Ansätze verwendet werden, ist eine Analyse der Differenz nur grob möglich. Zum Einen ist sicher erneut darauf hinzuweisen, dass nur im detaillierteren Modell auch eine Berücksichtigung von schlecht aufeinander abgestimmten Drosselabflüssen und regionalisierten Fremdwasserzuschlägen stattfindet. Zudem hat die Nutzung von gemessenen Konzentrationen im Überlaufwasser den Vorteil, dass damit auch der Einfluss von Ablagerungen auf die Verschmutzung des Mischwassers berücksichtigt wird.

Vergleich mit den Ergebnissen anderer Autoren auf verschiedenen Skalen

Vergleichbar zum Vorgehen bei der Analyse der Nährstoffe soll nun zum Dritten ein Vergleich der flächenspezifischen Schwermetallemissionen 1. des oberen Kraichbachs (dieses Projekt), 2. des Lands Baden-Württemberg (FUCHS et al., 2003) und 3. ganz Deutschlands (FUCHS et al., 2002) vorgenommen werden. Die entsprechenden gestapelten Säulen sind in Abbildung 6-4 dargestellt. Die Emissionen von industriellen Direkteinleitern, von der Schifffahrt und aus Bergbau Altlasten in Baden-Württemberg und Deutschland wurden in diesem Vergleich außen vor gelassen, da diese Quellen nicht im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs vorliegen.

Die Ergebnisse der flächenspezifischen Emissionsschätzungen sind sehr unterschiedlich und zeigen kein generellen Trends. Die Summe der flächenspezifischen Emissionen im oberen Kraichbach ist für alle Metalle größer als in Baden-Württemberg, die von Deutschland liegt dazwischen. Lediglich bei Nickel ist die Summe der flächenspezifischen Emissionen im oberen Kraichbach und in Deutschland annähernd gleich, bei allen anderen Schwermetallen ist die Differenz zwischen der Summe der Emissionen von Deutschland und Baden-Württemberg (deutlich) kleiner als die Differenz zu den Ergebnissen aus dem oberen Kraichbach.

Ausschlaggebend sind in allen Fällen die Emissionen infolge Erosion, welche flächenspezifisch in Baden-Württemberg und Deutschland zwischen 35 und über 80 % kleiner sind als im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs. Wie schon in der Analyse der Ergebnisse der Frachtschätzung für den Phosphor erläutert wurde, kommen in den unterschiedlichen spezifischen Belastungen die intensive, landwirtschaftliche Nutzung, das Relief und die stark erosionsanfälligen Böden des Kraichgaus zum Tragen. Die im Vergleich zum Phosphor große Differenz lässt sich auf die niedrigeren Anreicherungsfaktoren zurückführen, die für die Schwermetalle für die landes- und bundesweiten Berechnungen zur Anwendung kamen.



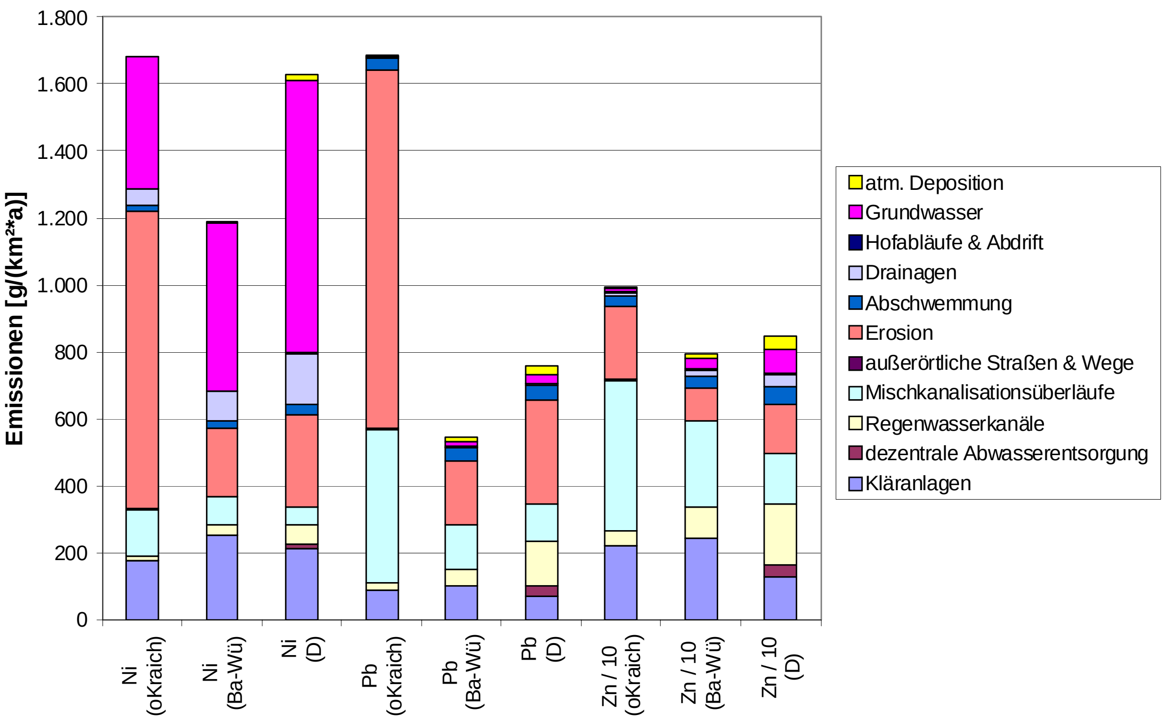


Abbildung 6-4: Summe der flächenspezifischen Emissionen für Cadmium (100-fach überhöht), Chrom, Kupfer [oben] Nickel, Blei und Zink (auf ein Zehntel reduziert) [unten] für das Gebiet des oberen Kraichbachs (oKraich), Baden-Württemberg und Deutschland

Die diffusen, urbanen Quellen (dezentrale Abwasserentsorgung, Regenwasserkanäle und Mischwasserentlastungen) sind im Mittel aller Schwermetalle gleich wichtig wie die Erosion. Bei ihnen zeigt sich wie erwartet eine Abhängigkeit von dem Vorkommen der entsprechenden „Transportpfade" in den Gebieten: Während die dezentrale Abwasserentsorgung im

oberen Kraichbachgebiet und in Baden-Württemberg vernachlässigbare Schwermetallemissionen verursacht, ist sie in Deutschland insgesamt für im Mittel 3 % der Gesamtemissionen verantwortlich. Auch der Anteil, den die Emissionen aus Regenwasserkanälen an den Emissionen von urbanen, befestigten Flächen[2] haben, steigt stetig vom Gebiet des oberen Kraichbachs (7 %) über Baden-Württemberg (26 %) nach Deutschland (52 %) hin an. Dies zeichnet das Vorkommen des Trennsystems in der urbanen Entwässerung in den jeweiligen Gebieten nach.

Die Emissionen aus Kläranlagen (der insgesamt drittwichtigste Eintragspfad) stehen im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs und in Deutschland für rund 15 % der Gesamteinträge. In Baden-Württemberg hingegen haben sie einen Anteil von über 25 %. Mit einer Ausnahme (Kupfer) sind auch die flächenspezifischen Emissionen aus Kläranlagen in Baden-Württemberg größer als im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs (zwischen 9 und 44 %). In Deutschland sind sie mit einer Ausnahme (Nickel) geringer (zwischen 11 und fast 50 %).

Wie auch beim Phosphor nehmen die flächenspezifischen Emissionen aus Drainagen vom oberen Kraichbachgebiet über Baden-Württemberg nach Deutschland hin deutlich zu (plus 90 % (Ba-Wü) bzw. plus 225 % (D)). Eine Tatsache, die eindeutig im Zusammenhang mit dem Anteil an drainierten Flächen steht. Die Einträge über das Grundwasser stehen – ebenfalls wie beim Phosphor – in starker Abhängigkeit zu den jeweiligen Böden und deren Nutzung. Die flächenspezifischen Frachten liegen in Baden-Württemberg im Mittel 130 %, in Deutschland 290 % über denen im oberen Kraichbachgebiet.

Diese Tendenz lässt sich ähnlich, aber weniger ausgeprägt auch für die Abschwemmungen erkennen (im Mittel: Ba-Wü plus 35 %, Deutschland plus 90 %). Auf der Ebene von Baden-Württemberg zeichnet sich die Einbeziehung der Wirtschaftsdüngers und Klärschlamms in die Berechnung ab. In Deutschland hingegen sind die Eingangskonzentrationen höher.

Vernachlässigbar ist die atmosphärische Deposition im Gebiet des oberen Kraichbach. Auch bei diesem Eintragspfad nimmt die Bedeutung über Baden-Württemberg zu Deutschland hin zu, was in erster Linie mit dem Anteil an Oberflächengewässern an der Gebietsfläche zu tun hat. Insgesamt bleiben die Einträge aber auf einem niedrigen Niveau, maximal 5 % der gesamten Schwermetallemissionen sind auf Einträge aus atmosphärischer Deposition zurückzuführen (Zink).

Hofabläufe und Abdrift sowie der Abfluss von außerörtlichen Straßen und Wegen stellen für keines der betrachteten Schwermetalle einen nennenswerten Eintragspfad dar.

6.2 Vergleich von Emissionen und Immissionen

6.2.1 Nährstoffe

Abbildung 6-5 zeigt einen Vergleich der gesamten Emissionen und Immissionen für Stickstoff und Phosphor. Die Emissionen sind dargestellt als gestapelte Säule aus den pfadspezifischen Emissionen, die Immissionen als Stapel aus Basisfracht und Ereignisfracht.

Die Summe der Stickstoff-Immissionen beträgt 232 t/a und ist um ca. 10 % geringer als die Summe der Emissionen. Neben Unsicherheiten in der Berechnung auf beiden Seiten sind vor allem Retentionsprozesse im Gewässer für diese Differenz verantwortlich, die – auch in dieser Größenordnung – erwartet worden war. Nutz man die von BEHRENDT et al. (1999) aufgestellte Potenzfunktion, die die Retention über die hydraulische Belastung abschätzt, so

[2] Regenwasserkanäle plus Mischwasserüberläufe

errechnet sich eine Reduktion der Emissionen um 9 %[3]. Die Übereinstimmung mit dem im oberen Kraichbach ermittelten Wert sollte allerdings nicht überbewertet werden, da der Korrelationskoeffizient der hergeleiteten Gleichung mit den genutzten Parametern gerade einmal 0,44 beträgt.

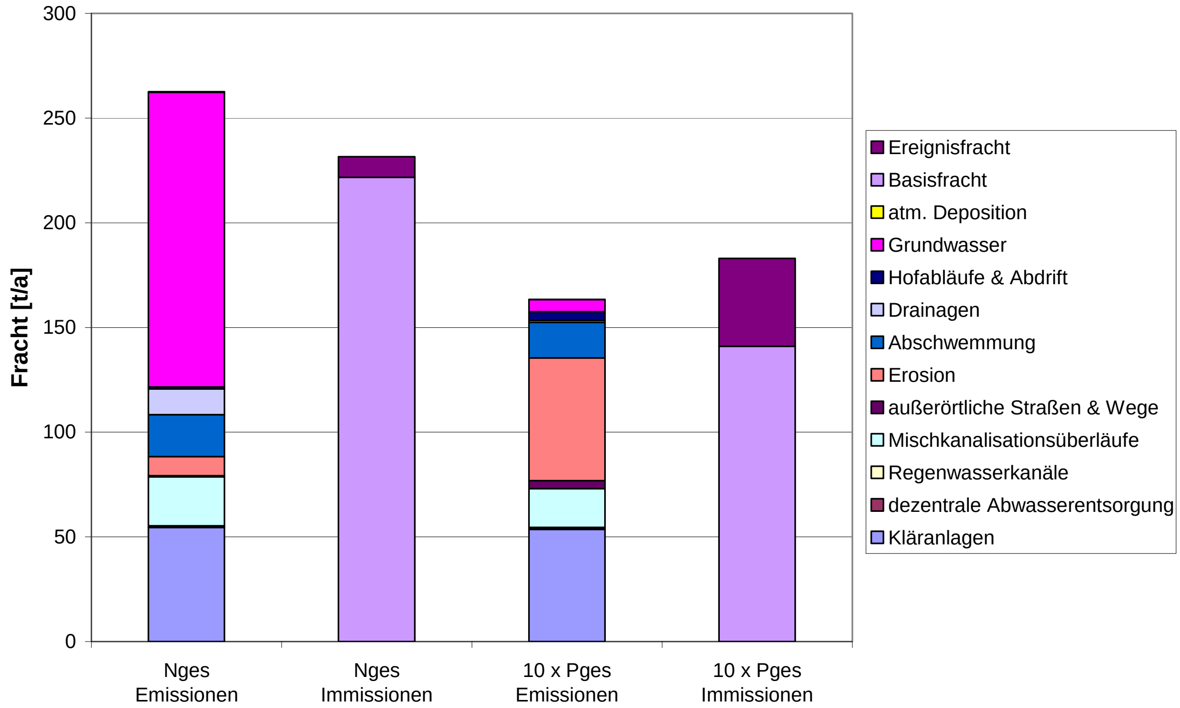


Abbildung 6-5: Emissionen und Immissionen von Stickstoff und Phosphor (10-fach überhöht): Emissionen als gestapelte, pfadspezifische Emissionen, Immissionen als gestapelte Säule aus Basisfracht und Ereignisfracht

Eine geringe Retention wurde auch aufgrund der Tatsache erwartet, dass sich die Nitratkonzentration im Gewässer mit den Jahreszeiten/Monaten nicht ändert, Abbildung 6-6 stellt die monatlichen Mittelwerte der Nitratkonzentrationen dar, die am Pegel Ubstadt gemessen wurden. Da auch von den wesentlichen Inputgrößen bekannt ist, dass sie annähernd gleichmäßige Konzentrationen aufweisen (Pfade „Grundwasser“ und „Kläranlagen“), die für den Stickstoff relevanten Retentionsprozesse jedoch jahreszeitlich schwanken, kann dieses Bild nur als Ausdruck einer – im Gewässer – insgesamt untergeordneten Retention gedeutet werden.

Beim Phosphor war aufgrund des Gewässertyps im analysierten Abschnitt eine Nullretention erwartet worden: Morphologie und Abflussregime bieten wenig Möglichkeiten für einen partikulären Rückhalt. Die rechnerische Retention beim Phosphor ist sogar negativ, sprich: Für den Pegel wurde eine Fracht berechnet (18,3 t/a), die 12 % größer als die Summe der berechneten Phosphoremissionen ist. Zumindest im mehr- bzw. langjährigen Mittel kann dies natürlich nicht der Fall sein, es sei denn, ein Fluss tieft sich massiv ein oder verbreitert sein Bett. Insgesamt liegt die Rechengenauigkeit im Rahmen dieses Fehlerbereichs, Ursache für diesen Befund können aber auch in der Berechnung (a) der Immissionen und (b) der erosionsbedingten Emissionen zu suchen sein.

---

[3] Die berechnete Retention bezieht sich bei BEHRENDT et al. (1999) nur auf den DIN, den gelösten, anorganischen Stickstoff.

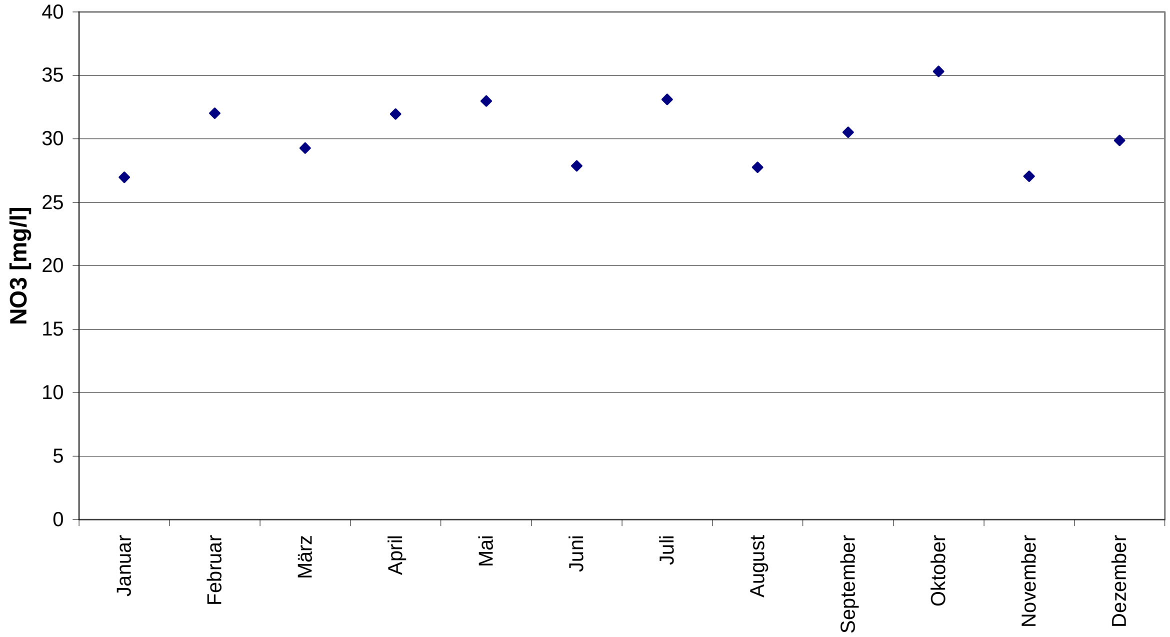


Abbildung 6-6: Monatliche Mittelwerte der Nitrat-Konzentration [mg/l] am Pegel in Ubstadt

(a) Die Konzentrationen des Gesamtphosphors schwanken deutlich stärker als die des Gesamtstickstoffs. Schon alleine aus diesem Grund war es schwierig, fast kritisch, repräsentative Konzentrationen für die einzelnen Abflussklassen zu benennen. Der Konzentrationswert der ersten Abflussklasse – also (etwas vereinfacht) des gesamten Abflussbereichs unterhalb des langjährigen, mittleren Abflusses – ist zudem so niedrig, dass in der Analytik mit Ungenauigkeiten gerechnet werden muss, die höher als die ansonsten üblichen sind. Obwohl Abflüsse dieser Abflussklasse rund 50 % aller Tage im Jahr vorkommen, wird mit ihnen weniger als 10 % der Jahresfracht realisiert. Entsprechend höher und (für die Immissionen) wichtiger sind die Konzentrationen in den anderen Abflussklassen. Ohne eine zeitlich deutlich höher aufgelöste und damit aufwändigere Probenahme, was in diesem Projekt nicht leistbar war, ist dieses Dilemma nicht zu lösen.

(b) In der Berechnung der erosionsbedingten Emissionen wurde im letzten Schritt – in der Berechnung des Sediment-Eintragsverhältnisses – eine empirische Formel aus der Literatur verwendet, die unspezifisch ist und regionale Besonderheiten nicht widerspiegelt. Insbesondere ist jedoch auch fragwürdig, ob bei der Herleitung der Formel in den Immissionsdaten die Einzelereignisse ähnlich detailliert erfasst waren, wie es im vorliegenden Projekt der Fall ist. Unterstellt man eine mangelnde Erfassung von Einzelereignissen, so ergibt sich daraus, dass der Wert des Sediment-Eintragsverhältnisses zu klein abgeschätzt wird.

Die verwendete Formel für das Sediment-Eintragsverhältnis erklärt auch, warum beim Phosphor zwischen Immissionen und Summe der Emissionen keine Differenz erwartet worden war: Mit diesem wird die an einem Pegel wiedergefundenen Sedimentfracht berechnet. Die als „erosionsbedingte Emissionen“ angegebenen Größen sind also als *Immissions*frachten zu verstehen. Die meisten anderen Quellen (Grundwasser, Drainage, Abschwemmung) sind durch gelöste Stoffe bestimmt, für den Phosphor, bei dem die Sedimentation in aller Regel die Retentionsprozesse prägt, ist somit nicht mit Rückhalt im Gewässer zu rechnen – Emissionen und Immissionen können als gleich angenommen werden. Einzig die Mischwasserentlastungen kämen diesbezüglich in Frage, die aber weniger als 10 % der gesamten Emissionen verursachen und somit – selbst bei pfadspezifisch hoher Retention – bezogen auf die Summe der Emissionen nicht zu relevanten Größenordnungen für die Retention führen können.

Ein Rückhalt von Phosphor aus Kläranlagen, des neben der Erosion zweiten, für diesen Stoff wichtigen Pfades, kann nahezu ausgeschlossen werden. Zum Einen ist schwer vorstellbar, dass partikuläre Substanz zwar ein regelgemäß betriebenes Nachklärbecken durchströmt, im Gewässer dann aber sedimentiert. Zum Anderen wurde im Rahmen einer Intensivmess-kampagne bei Trockenwetterbedingungen – und nur dann wäre dies überhaupt denkbar – genau diese Frage intensiv untersucht. Das eindeutige Ergebnis dieser Untersuchung war, dass Retention beim Phosphor unter diesen Fließbedingungen nicht feststellbar ist.

Der von BEHRENDT et al. (1999) aufgestellte Algorithmus zur Abschätzung der Retention führt zu einem Wert von 28 %. Dieser wird von den Autoren für das hier betrachtete Einzugsgebiet als unrealistisch eingeschätzt. Der von BEHRENDT et al. (1999) berichtete Korrelationskoeffizient ist allerdings beim Phosphor deutlich größer als beim Stickstoff, er beläuft sich auf 0,75 bzw. 0,58[4].

6.2.2 Schwermetalle

Analog zur Darstellung der Ergebnisse der Nährstoffe zeigt Abbildung 6-7 einen Vergleich der gesamten Emissionen und Immissionen der Schwermetalle (Emissionen: gestapelte Säule aus pfadspezifischen Emissionen; Immissionen: Stapel aus Basisfracht und Ereignis-fracht).

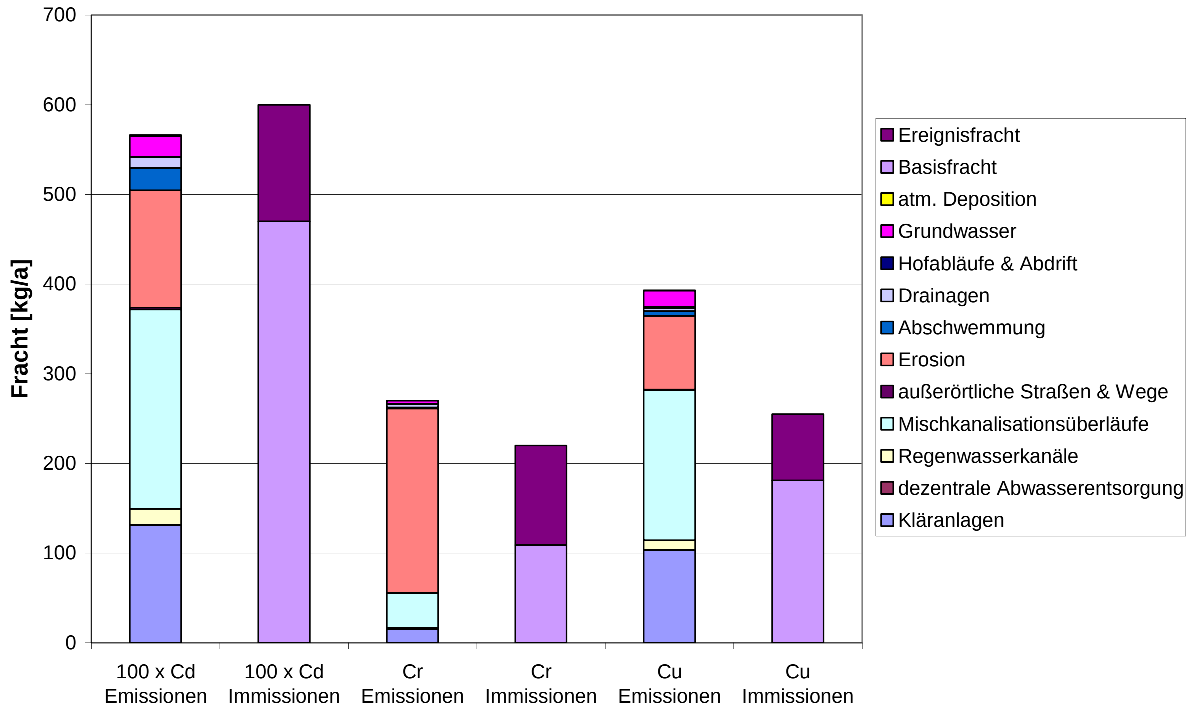
Angesichts der – auch im Vergleich zu den Berechnungen beim Phosphor – extrem hohen Unsicherheiten, die der Abschätzung der Immissionen bei den Schwermetallen anhaftet (siehe Kapitel 5) können – aufgrund des Vergleichs von Immissionen und Emissionen – die Berechnungsergebnisse als plausibel betrachtet werden. Die Zahlenwerte der berechneten Immissionen zeigt Tabelle 6-3.

Tabelle 6-3: Berechnete Immissionen für die Schwermetalle am Pegel Ubstadt [kg/a]

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zi
6.0	220.0	255.0	277.0	234.0	1,617.0

Ähnlich wie beim Phosphor ist auch bei den Schwermetallen im langjährigen Mittel nicht von einer negativen Retention auszugehen, entsprechend weisen Ergebnisse, die größere Immissionen als Gesamtemissionen offenbaren, auf Fehler hin. Auch bei den Schwer-metallen wird jedoch insgesamt nur eine geringe reale Retention erwartet, da es sich bei den Emissionen aus Bodenerosion um immissionsbezogene Frachten handelt. Die Größen-ordnungen der Retentionen im Vergleich der Schwermetalle unter einander kann mittels eines Vergleichs mit den nach FUCHS et al. (2003) berechneten Retentionsanteilen plausi-bilisiert werden. Abbildung 6-8 zeigt diese aufgetragen über den im hier präsentierten Projekt kalkulierten Retentionen.

[4] Beim Algorithmus von BEHRENDT et al. (1999) wird das Ergebnis zweier Regressionsbeziehungen mit den hier angegebenen Korrelationskoeffizienten gemittelt.



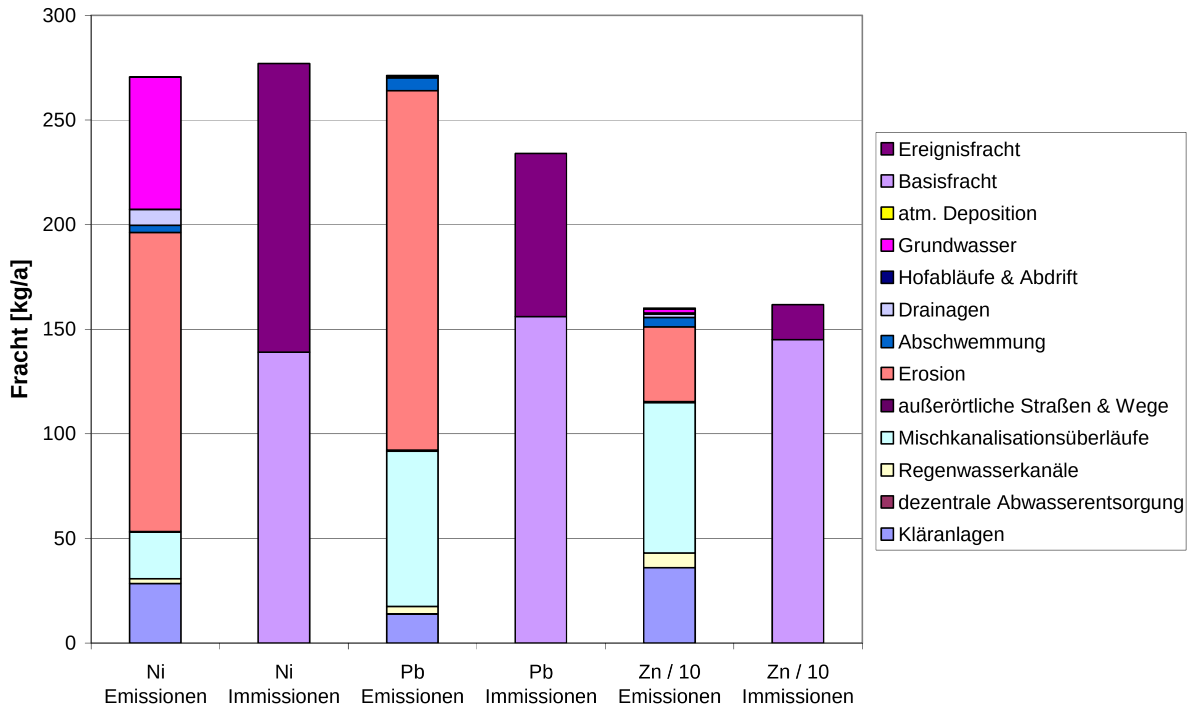


Abbildung 6-7: Emissionen und Immissionen von Cadmium (100-fach überhöht), Chrom, Kupfer [oben], Nickel, Blei und Zink (auf ein Zehntel reduziert) [unten]: Emissionen als gestapelte, pfadspezifische Emissionen, Immissionen als gestapelte Säule aus Basisfracht und Ereignisfracht

Bis auf Kupfer ergibt sich für alle Schwermetalle ein klarer, linearer Zusammenhang (Korrelationskoeffizent: 0,92): Die im oberen Kraichbach vorgefundenen Anteile der Retention an der Summe der Emissionen sind deutlich kleiner als die aus der für ganz Baden-Württemberg erstellten Gleichung ermittelten. Dieses Verhältnis spiegelt gut den

Typus des untersuchten Fließgewässers wieder, das aufgrund seiner Fließgeschwindigkeit nur wenig Sedimentation (damit Retention) zulässt.

Es konnte im Projekt nicht erklärt werden, warum das Wertepaar des Kupfers so stark von dem für die anderen Metalle gefundenen Zusammenhang abweicht. Alle wesentlichen Eingangsdaten und Rechenverknüpfungen wurden noch einmal gewissenhaft überprüft, ein Eingabefehler o.ä. kann deshalb mit hoher Sicherheit ausgeschlossen werden. Lösen kann man diese Unstimmigkeit in erster Linie nur durch Messungen der relevanten Kupferkonzentrationen und -gehalte im Einzugsgebiet. Denn im Gegensatz zur Berechnung der Immissionen, die aus Messwerten aus dem Testgebiet errechnet wurden, kamen auf Seite der Emissionen im wesentlichen landes- (Oberbodengehalte, Kläranlagenablaufkonzentrationen) oder sogar europaweite (Entlastungswasserkonzentrationen) Messwerte zum Einsatz.

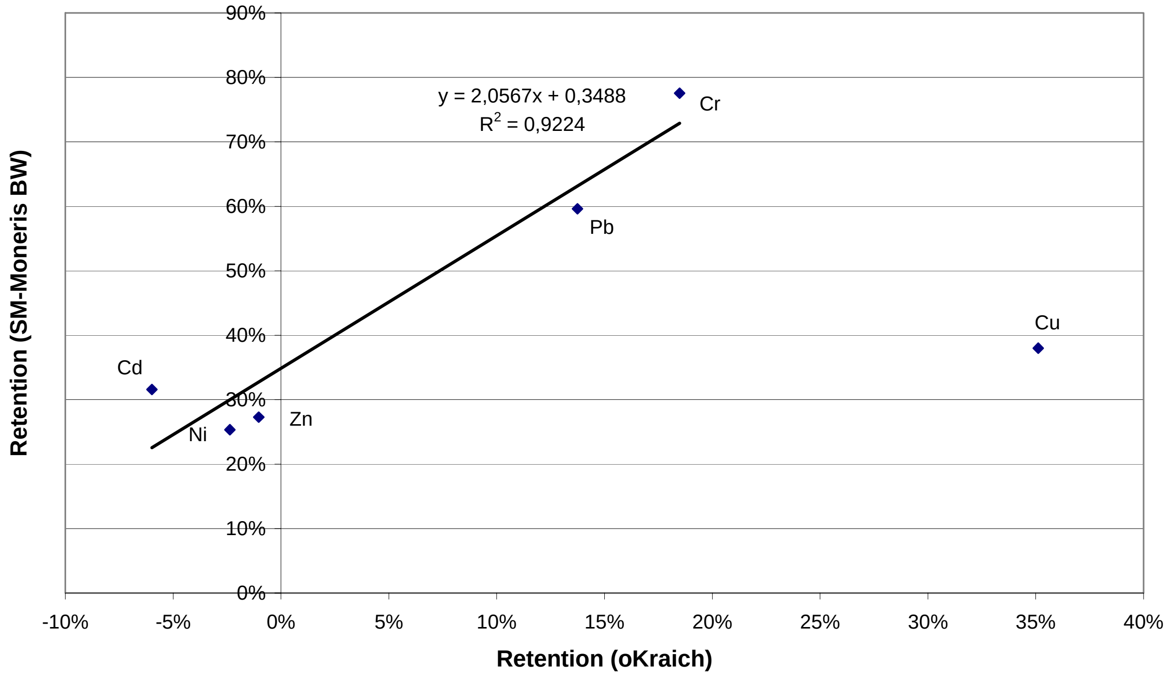


Abbildung 6-8: Retention im Gewässer berechnet nach den Ansätzen von FUCHS et al. (2003) [Retention (SM-Moneris BW) über der Retention, die sich aus der Differenz von Immissionen und Summe der Emissionen ergibt

Verdeutlicht werden kann anhand der Ergebnisse der Schwermetallberechnungen die Definition des als „Ereignisfracht" eingeführten Anteils der Immissionen. Abbildung 6-9 zeigt, wie zu erwarten war, dass mit steigender Wichtigkeit des Emissionspfades „Erosion" der Anteil, den die Ereignisfracht an den gesamten Immissionen hat, ebenfalls zunimmt (Korrelationskoeffizient: 0,65). Überraschend ist hingegen, dass der Trend bei den Mischkanalisationsüberläufen entgegengesetzt ist (Korrelationskoeffizient: 0,87). Dies bedeutet, dass die hohe Zahl an kleinen bis mittleren Regenereignissen, durch die der Großteil des Entlastungswasservolumens in die Gewässer gelangt, im Teil „Basisfracht" der Immissionen erfasst sind. Der wesentliche Teil der Stofffrachten aus Erosionsereignissen wird hingegen bei den großen Ereignissen mobilisiert, die unter der Bezeichnung „Ereignisfracht" vereinigt sind.

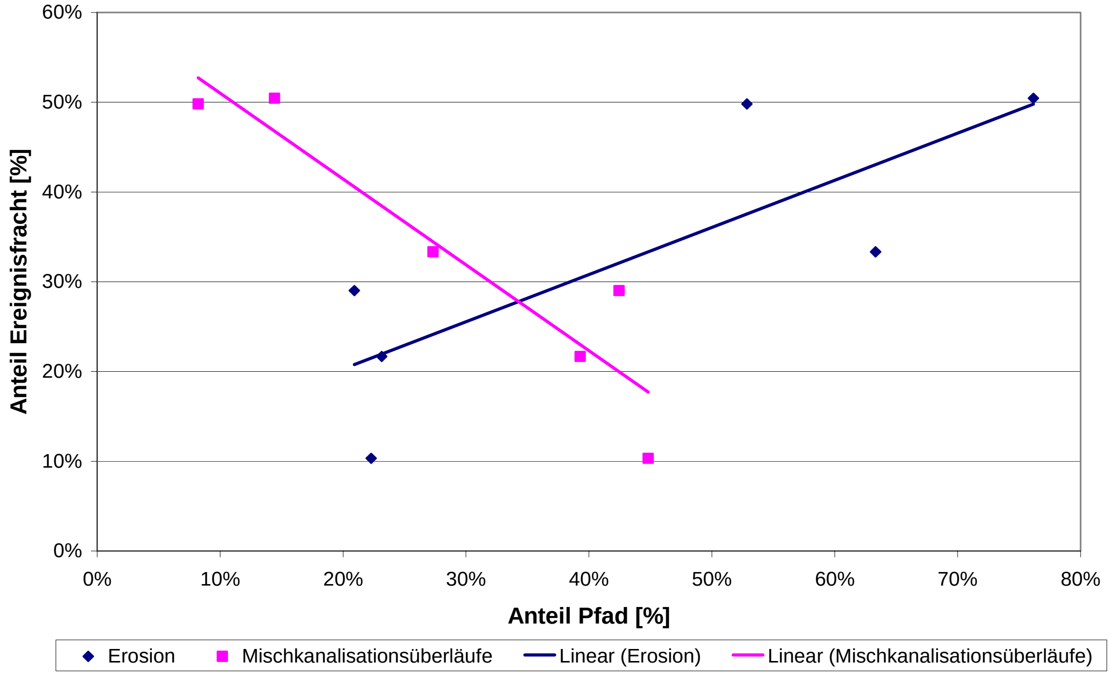


Abbildung 6-9: Anteil, den die „Ereignisfracht“ an den gesamten Immissionen hat, über dem Anteil, den der Pfad „Erosion“ bzw. „Mischkanalisationsüberläufe“ an den gesamten Emissionen hat (Schwermetalle)

7 Weitere Analysen und Untersuchungen

7.1 Prozessorientierte Erosionsmodellierung

7.1.1 Einleitung

Die zunehmend größere Kapazität, höhere Leistungsfähigkeit und bessere Verfügbarkeit von PCs führt zu einem verstärkten Einsatz derselben. Somit ist es inzwischen möglich, eine prozessorientierte Modellierung des Erosionsgeschehens in kleinen bis mittleren Einzugsgebieten vorzunehmen, aus berechnungstechnischen Gründen muss nicht mehr auf empirische Modelle zurückgegriffen werden.

Positiv an der Nutzung prozessorientierter Modelle ist die generell höhere (räumliche und) zeitliche Auflösung, die Möglichkeit der Übertragung auf andere (Natur-)Räume und die direkte Berechnung der Deposition, des Sedimenteintrags in das Gewässer und der Anreicherung, die bei Anwendung der dABAG mit zusätzlichen Ansätzen abgeschätzt werden müssen.

Um den Einsatz von prozessorientierten Modellen im Projekt zu evaluieren, wurden drei Modelle einer entsprechenden Analyse unterzogen (KUHNIMHOF, 2001). Dies waren zum Ersten CREAMS (A Field Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Managment Systems, KNISEL, 1980), zum Zweiten WEPP (Water Erosion Prediction Project, LANE & NEARING, 1989), sowie zum Dritten Erosion 2D/3D (SCHMIDT, 1991). Des weiteren wurde mit einem dieser Modelle ein Teilgebiet des hier untersuchten oberen Kraichbaches abgebildet: das Weiherbach-Einzugsgebiet (KUHNIMHOF, 2001). Über dieses Gebiet lagen aufgrund des zuvor auch unter Mitwirkung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft bearbeiteten „Weiherbach-Projektes“ (DFG-Verbundprojekt, PLATE, 1992) außerordentlich viele Daten vor.

7.1.2 Grundlagen der untersuchten Modelle

Elementar für jede Erosionsmodellierung ist der Abfluss, der bei der Loslösung wichtig und für den Transport entscheidend ist. Der Abfluss wird in Erosionsmodellen meist durch ein hydrologisches Teilmodell erfasst. In diesem ist dabei nicht nur entscheidend, was in einem bestimmten Hangsegment geschieht, sondern auch, was diesem Hangsegment aus dem darüber liegenden zuströmt.

Damit wird die Kontinuitätsgleichung zur mathematischen Grundlage fast aller physikalisch begründeten bzw. prozessorientierten Erosionsmodelle. Unter der Vorraussetzung (innerhalb eines Berechnungsschrittes) zeitlich stationärer Verhältnisse und der Annahme, dass sich nur durch Niederschlag und Infiltration Änderungen des Abflusses innerhalb eines Segmentes ergeben, kann sie wie folgt vereinfacht werden (nach SCHMIDT, 1999):

$$q_{out} = (r_{\Theta} - i) \cdot \Delta x + q_{in} \qquad \text{(Gleichung 7-1)}$$

mit: $r_{\Theta} = r \cdot \cos(\alpha)$

r = Niederschlagsintensität [m/s]

Θ = Hangneigung [-]

i = Infiltrationsrate [m/s]

Δx = Länge des Hangsegments [m]

q_{in} = Zufluss aus dem oberhalb liegenden Hangsegment [m³/(m·s)]

q_{out} = Abfluss aus dem betrachteten Hangsegment [m³/(m·s)]

Zur Berechnung der Infiltration greifen alle drei Modelle auf einen auf GREEN & AMPT (1911) basierenden Ansatz zurück. In diesem wird die Versickerung durch Makroporen nicht berücksichtigt: Man geht davon aus, dass das Niederschlagswasser gleichmäßig als Befeuchtungsfront von der Oberfläche aus in den (homogenen) Boden eindringt und dabei den Porenraum vollständig ausfüllt. In diesem vereinfachten Modell gibt es nur zwei Feuchtegehalte: den gesättigten Wassergehalt oberhalb der vorrückenden Befeuchtungsfront und den über die Höhe konstanten Anfangswassergehalt darunter.

Konkret wird die Infiltration z.B. in Erosion 2D/3D beschrieben über das DARCY Fließgesetz, welches mittels einiger Vereinfachungen und unter Verwendung des o.g. Ansatzes umgeformt wird, so dass als für jedes Hangsegment zu bestimmende Parameter nur das „Matrixpotenzial ψ_{m0}“ und die gesättigte Wasserleitfähigkeit k_S benötigt werden.

Da insbesondere das Matrixpotential nur mit hohem Aufwand experimentell ermittelt werden kann, wurde ein Verfahren implementiert, das dieses als Funktion des Anfangswassergehaltes, der Lagerungsdichte, des Gehalts an organischem Kohlenstoff, des Tongehalts und des Sandgehalts abschätzt. Nur durch eine solche interne Berechnung des Matrixpotenzials wird dieses Modell überhaupt in realen Gebieten einsetzbar. Dieser Vorteil wird jedoch erkauft zu dem Preis, dass eine der zentralen Größen der Erosionsmodellierung, die Infiltration, aufbauend auf einer empirischen Gleichung berechnet wird. Die bekannte Einschränkung in der Übertragbarkeit empirischer Modelle haftet damit strenggenommen auch diesem Programm an.

Die Loslösung der Bodenpartikel ist der eigentliche Beginn jedes Erosionsprozesses. Dieser Teilprozess ist so komplex, dass er in allen drei Modellen auf empirische Größen zurückgeführt werden muss. In WEPP sind die dahinter stehenden Teilvorgänge sehr genau nachgebildet. Dazu werden allerdings viele spezifische Angaben zur Mikrostruktur des Abflussgeschehens sowie zur Rillen- und Zwischenrillenerodibilität benötigt. Es erscheint unrealistisch, dass diese Daten im Rahmen von einzugsgebietsweiten Erosionsmodellierungen erhoben werden können, auch wenn es sich um „kleine bis mittlere“ Einzugsgebiete handelt.

CREAMS übernimmt für die Berechnung der Loslösung empirische Ansätze und Faktoren der USLE, die ergänzt werden, um damit der zeitlich und räumlich höheren Auflösung des CREAMS-Modells gegenüber der USLE Rechnung zu tragen.

Erosion 2D/3D nutzt einen impulsstrombasierten Ansatz zur Modellierung der Loslösung von Bodenpartikeln. Ihm liegt zugrunde, dass an Bodenteilchen einerseits Scherkräfte aus Abfluss und Tropfenaufprall angreifen, andererseits Scherwiderstände der Loslösung des Partikels aus der Oberfläche entgegenwirken. Diese Impulsströme werden einander gegenübergestellt und liefern damit den Ansatz zur Modellierung der Loslösung.

Der Scherwiderstand, den der Boden der Loslösung eines Bodenpartikels entgegensetzt, setzt sich aus einem komplexen Gefüge verschiedener Bindungskräfte zusammen und wird summarisch im bodenspezifischen Parameter Erosionswiderstand [N/m²] erfasst. Der Erosionswiderstand ist ein Bodenparameter, der nicht unmittelbar bestimmt werden kann, sondern nach Strömungsversuchen für den untersuchten Boden speziell errechnet werden muss. Da auch dies nicht praktikabel erscheint, wird zudem die Möglichkeit geboten, diesen Parameter aus Tabellen abzulesen. Dazu werden die Angaben Bodenartkategorie, Nutzung und Monat des Jahres benötigt.

Die Modellierung der Transportkapazität ist die zweite entscheidende Komponente in der Erosionsmodellierung. Der Ansatz, der der Transportmodellierung in CREAMS und WEPP zugrunde liegt, baut auf YALIN (1977) auf und unterscheidet sich grundlegend von dem

Transportmodell in Erosion 2D/3D, das wieder auf einem impulsorientierten Ansatz basiert. (Eine ausführliche Diskussion verschiedener Ansätze zur Modellierung der Transportkapazität findet sich bei SCHRAMM (1994)).

Der Ansatz zur Transportmodellierung von YALIN wurde ursprünglich für den Geschiebetransport entwickelt, aus Mangel an speziellen Berechnungsverfahren wird für die Erosionsmodellierung an dieser Stelle also ein Ansatz aus der Gerinnehydraulik übernommen. Dem YALIN'schen Ansatz liegen Daten aus Versuchen mit Gleichkornsedimenten unter Flussbettbedingungen zugrunde (SCHRAMM 1994, SCHMIDT, 1998). Das Modell konzentriert sich auf den Partikeltransport an der Grenzfläche zwischen Abfluss und Boden, bildet also insbesondere den Geschiebetransport ab.

Wie für die Modellierung der Partikelloslösung wurde in Erosion 2D/3D auch für den Transport ein impulsbasierter Ansatz gewählt. Er stellt den nach unten gerichteten Impulsstrom der absinkenden Partikel dem nach oben gerichteten Impulsstrom, der durch Strömung und Tropfenaufprall induziert wird, gegenüber. Je nachdem, welcher Impulsstrom überwiegt, können die Partikel in Suspension gehalten werden oder beginnen abzusinken.

Zur Berechnung der vertikalen, nach oben weisenden Impulsstromkomponente muss allerdings auch hier ein empirischer Faktor eingeführt werden: der Depositionskoeffizient κ, für den SCHMIDT et al. (1999) den Wert 1000 vorschlagen. κ variiert jedoch je nach Bodenart und es liegen keine ausreichenden Informationen über den κ-Verlauf vor, um einen Gültigkeitsbereich für den SCHMIDT'schen Ansatz anzugeben (GERLINGER, 1996).

Bei allen vorgestellten Ansätzen ergeben sich korngrößenspezifische Transportkapazitäten.

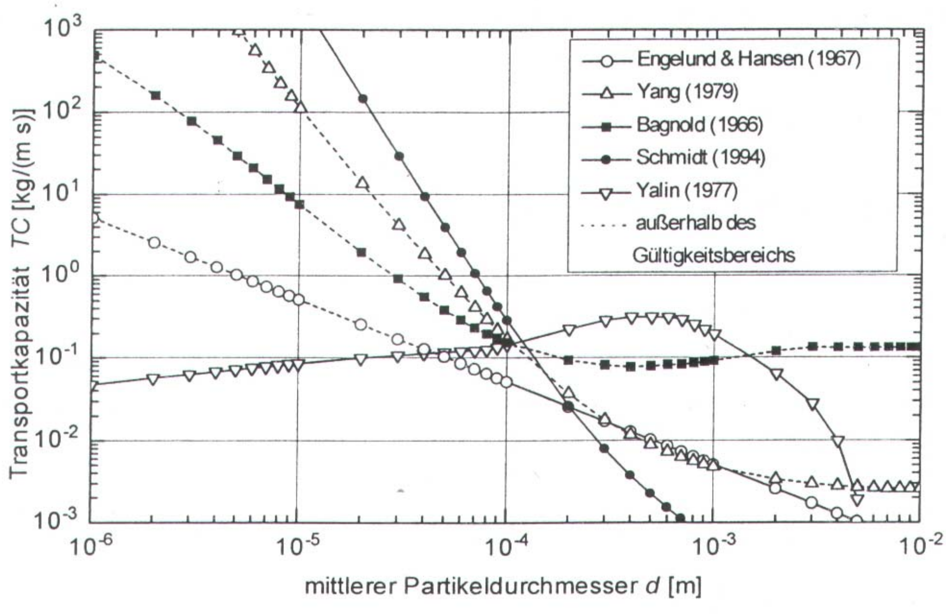


Abbildung 7-1: Korngrößenspezifische Transportkapazitäten unter verschiedenen Modellierungsansätzen (GERLINGER, 1997)

Die auf Yalin basierenden, aus der Gerinnehydraulik (Geschiebetransport) kommenden Gleichungen berechnen für Feinstpartikel, die zumeist als suspendierte Fracht im Abfluss mitgeführt werden, weit geringere Transportkapazitäten als der impulsorientierte Ansatz in Erosion 2D/3D, der mehr auf die Suspensa ausgerichtet ist, die durch Turbulenzen in Schwebe gehalten werden oder absinken. Abbildung 7-1 zeigt eindrucksvoll das Ausmaß der

Unterschiede der kongrößenspezifischen Transportkapazitäten bei der Anwendung verschiedener Ansätze.

Die Berechnung der Deposition schließlich wird in allen drei Modellen gleichermaßen über eine Bilanzierung von Loslösung und Transportkapazität vorgenommen.

Der Vergleich der Modelle zeigte, dass die Erosion wesentlich detaillierter betrachtet werden kann, als dies mit der dABAG geschieht. Dadurch tut sich allerdings ein Dilemma auf: Der Einzelprozess kann weitestgehend auf die physikalischen Vorgänge abzielend modelliert werden (s. Loslösungsprozess bei WEPP), dann jedoch wird eine erhebliche Menge an spezifischen Daten benötigt, die zu erheben auf der hier benötigten Skala nicht realisierbar ist. Als Möglichkeit, den einzugebenden Parametersatz zu verkleinern, bietet sich wiederum nur an, intern oder extern abzuschätzende, empirische Faktoren einzuführen, die für bestimmte Böden tabelliert und dem Nutzer zur Verfügung gestellt werden können oder Regressionsgleichungen aufzustellen, die unbekannte Parameter auf bekannte zurückführen. Das Modell ist damit jedoch nur auf die Böden anwendbar, die tabelliert sind bzw. für die die Regressionsgleichungen erarbeitet wurden, das Ergebnis von der Zulässigkeit und Güte der Zuweisung der Parameter bzw. vom Bestimmtheitsmaß der Regressionsgleichung abhängig.

7.1.3 Modellierung des Weiherbach Gebietes

Aus den vorgestellten Modellen wurde Erosion 2D/3D ausgewählt, um mit diesem eine Pilotanwendung durchzuführen. Als Testgebiet wurde aus oben erwähnten Gründen das Einzugsgebiet des Weiherbaches verwendet.

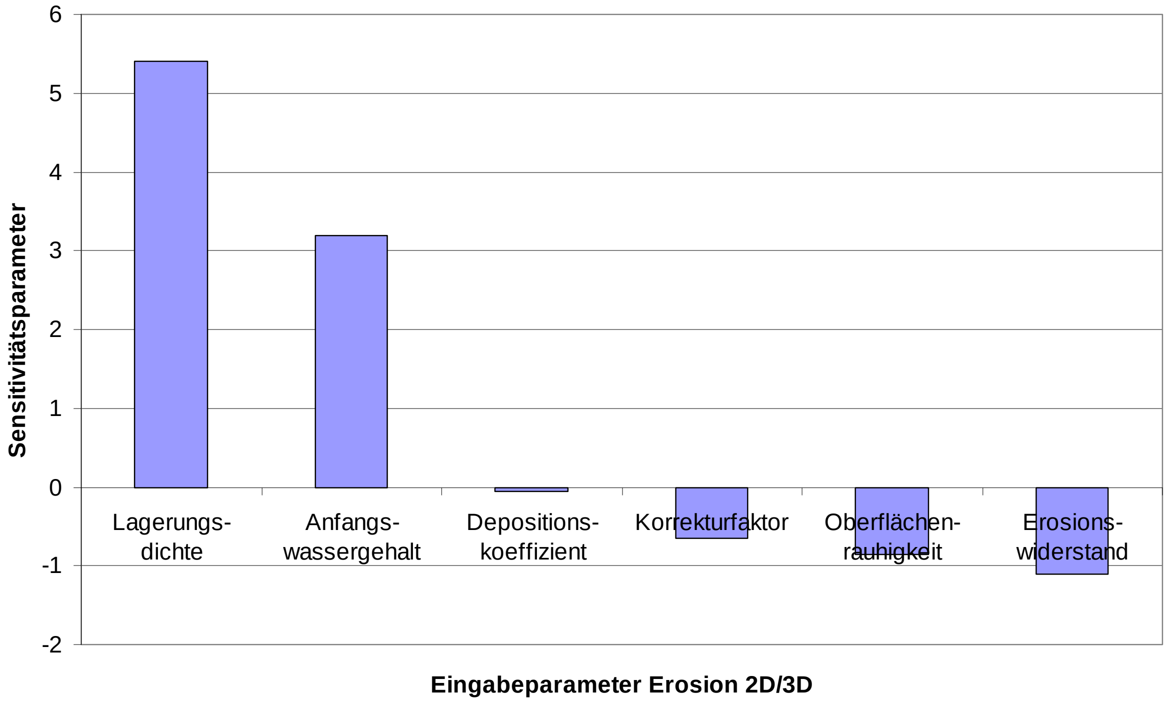


Abbildung 7-2: Sensitivitätsparameter (nach MCCUEN & SNYDER, 1986) ausgewählter Eingabeparameter von Erosion 2D/3D.

Zu Beginn der Arbeiten wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, um ein „Gespür“ für die genutzten Parameter und ihre Bedeutung im Programm zu bekommen, was allgemein üblich und empfohlen ist. Abbildung 7-2 zeigt den nach McCuen & Snyder (1986) berechneten Sensitivitätsparameter für ausgewählte Eingabeparameter von Erosion 2D/3D.

Es sticht hervor, dass das Ergebnis sehr sensitiv auf die Parameter Lagerungsdichte und Anfangswassergehalt reagiert. Beide gehen in die Berechnung des Matrixpotenzials und damit der Infiltration ein, die offensichtlich einen dominanten Einfluss auf das Erosionsgeschehen hat. Die absolute Höhe des Sensitivitätsparameters für diese beiden Parameter ist jedoch enorm: bei einem Wert von über fünf bewirkt eine um 10 % zu hoch geschätzte Lagerungsdichte einen um mehr als 50 % zu hoch berechneten Bodenabtrag!

Beide Parameter waren zudem trotz der sehr guten Datenbasis im Weiherbach Einzugsgebiet nicht als direkt gemessene Größen verfügbar, sondern mussten zunächst aufbereitet werden: Für die Lagerungsdichte lagen zwar an 382 Punkten in verschiedenen Horizonten Messungen vor, sie entsprachen jedoch nicht dem absoluten Wert, sondern einer Klassenzuweisung (von 1 = „sehr gering“ bis 5 = „sehr dicht“). Diese musste den Angaben von Schmidt et al. (1999) entsprechend in Abhängigkeit von der Bodenart in die Lagerungsdichte (in [kg/m³]) überführt werden.

Die Messung der Bodenfeuchte wurde im simulierten Jahr 1992[5] zu insgesamt 40 Terminen an jeweils einer Vielzahl von Bodenpunkten vorgenommen. Schwierigkeiten ergaben sich jedoch zum Einen aus der Extraktion von einem Wert für den Anfangswassergehalt (in 20 bis 25 cm Tiefe) aus den Integralwerten der TDR-Sonden, zum Anderen wurden die Messungen natürlich nicht immer unmittelbar vor einem erosiven Regenereigis durchgeführt, so dass eine manuelle Zuweisung und Abschätzung der Werte unter Berücksichtigung vorhergehender Regenereignisse erfolgen musste. Für ein einzelnes, extremes Regenereignis am 27.06.94, welches ebenfalls simuliert wurde, lagen (zufällig) Bodenfeuchtemessungen vom Morgen desselben Tages vor.

7.1.4 Ergebnisse

Die Simulationsergebnisse konnten mit Daten des Direktabflusses und Sedimentaustrags aus dem Gebiet verglichen werden, die von Beudert (1997) erhoben wurden. Von der Definition her entsprechen die Direktabflüsse genau den von Erosion 2D/3D ausgegebenen Abflüssen. Die simulierten Abflüsse überragen jedoch die Pegelmessungen um ein Vielfaches: In der Einzelereignis-Simulation errechnete Erosion 2D/3D einen mehr als doppelt so großen Abfluss, in der Simulation der 21 größten Ereignisse eines Jahres war er fast acht Mal so groß wie der Direktabfluss des gesamten Jahres.

Analog verhalten sich folgerichtig auch die Fehler in der Berechnung des Sedimentaustrags: Während die berechnete Sedimentfracht des Ereignisses vom 27.06.94 etwas mehr als 75 % der gemessenen Jahresfracht von 1994 ausmacht, was angesichts des Ausmaßes des Ereignisses nicht als unplausibel erscheint, ist der für das Jahr 1992 (in den 21 größten Ereignissen) berechnete Sedimentaustrag über 100 Mal so groß wie der tatsächliche! Abbildung 7-3 zeigt die Ergebnisse der Simulation des Abtrags/der Deposition im Weiherbach Gebiet des Jahres 1992. Zu erkennen sind die teilweise extrem hohen Werte, die immerhin für eine Fläche von 12,5 x 12,5 m² repräsentativ sind.

---

[5] Aus diesem Jahr wurden die 21 stärksten Regenereignisse einzeln simuliert.

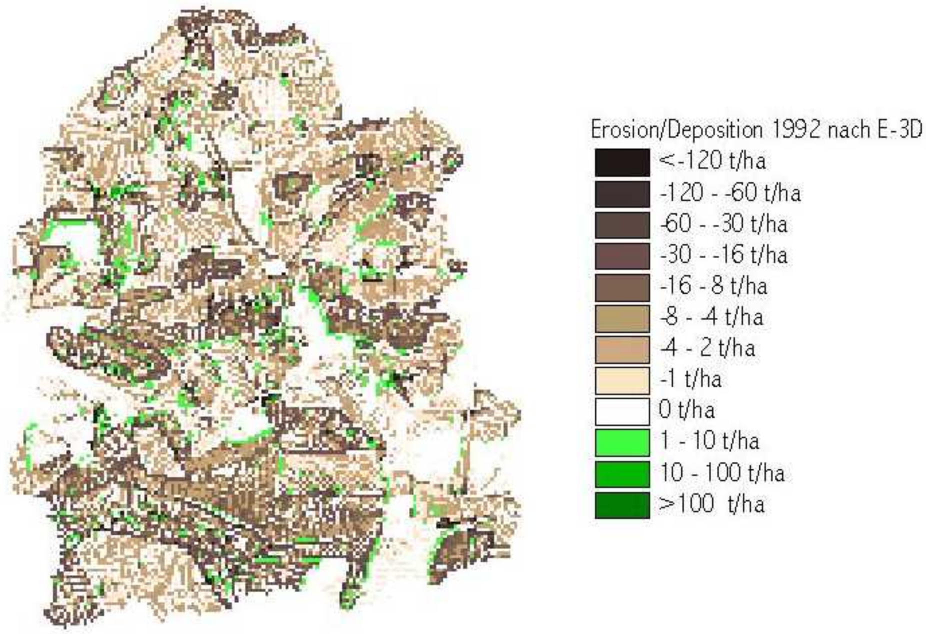


Abbildung 7-3: Mit Erosion 2D/3D simulierte Erosion und Deposition für das Jahr 1992 (aus: KUHNIMHOF, 2001)

Vor allem für den Parameter „Direktabfluss“ wäre natürlich eine Anpassung der Simulationsergebnisse an die tatsächlichen Werte möglich, die Ergebnisse auch der Berechnung des Sedimentaustrags würden damit sicher den gemessenen Größen näher kommen. Dies wäre jedoch nicht mehr als ein Abstimmen der Simulationsergebnisse mit den Messungen und darf nicht verwechselt werden mit einer Kalibrierung, bei der Größen, die nicht bekannt sind, über einen Vergleich von simulierten und gemessenen Werten der Realität angenähert werden. In diesem Fall lagen jedoch die beiden sensitivsten Parameter als gemessene bzw. aus Messungen hergeleitete Größen vor. Auch aus dem Gesichtspunkt der verlangten Prognosefähigkeit ist dieses Vorgehen nicht zulässig, da zumindest der Anfangswassergehalt bei jedem Regenereignis einen anderen Wert annimmt und es somit keine Kalibrierung für diesen Parameter geben kann.

7.1.5 Fazit

Prozessorientierte/physikalische Modelle berechnen die Teilprozesse des Erosionsgeschehens teilweise sehr detailliert. Sie alle haben jedoch im eher mehr als weniger starken Ausmaß auch empirische Komponenten[6], die eine Übertragung ohne vorherige Überprüfung in Gebiete, die bei der Modellerstellung nicht berücksichtigt wurden, nicht erlauben.

Es werden zudem Eingangsdaten in einer Auflösung benötigt, die in aller Regel auch in kleinen bis mittleren Flussgebieten nicht vorliegt. Verwiesen sei an dieser Stelle z.B. auf die Ackerkulturen, die auch für die Anwendung der ABAG nur aggregiert auf Gemeindeebene zur Verfügung standen, in prozessorientierten Modellen jedoch in schlagscharfer Auflösung benötigt werden. Selbst im Weiherbach-Gebiet, in dem außerordentlich viele Messdaten erhoben wurden, lagen nicht alle Parameter vor, die für die Simulation benötigt werden, sondern mussten teilweise über Regressionsgleichungen abgeschätzt werden.

[6] Dazu HAAN et al. (1994): „As can be seen from the equations presented, a high degree of empiricism exists in the description of interrill erosion in current models. Operational models in the near future are likely to continue to contain such empiricism due to the complexity of the process.“

Schließlich ist in Frage zu stellen, ob eine ereignisbasierte Simulation im Rahmen der Ermittlung von Jahresemissionen überhaupt zielführend ist, sprich: ob der enorme zusätzliche Aufwand zu einer entsprechenden Verbesserung der Ergebnisse oder der Grundlagen für die Empfehlung von Maßnahmen führt.

Die Autoren sind offensichtlich auch nicht die einzigen, die diese Überlegungen anstellen:

> „WEPP sollte ursprünglich ab Mitte der Neunziger Jahre in den USA die bisher in der Beratungspraxis verwendete USLE ersetzen (BORK, 1988). Betrachtet man die Entwicklung in den USA, so ist bemerkenswert, dass statt dessen mit der RUSLE weiterhin ein statistisches Modell zum Einsatz kommt. Dies zeigt, dass der Versuch einer exakten Simulation der Prozesse des Bodenabtrags bisher insgesamt eher zu unbefriedigenden Ergebnissen führt.“ (DVWK, 1998).

7.2 Unwetterereignis vom 30.03.2002

7.2.1 Allgemeines

Am 30.03.2003 kam es von ca. 18:00 bis 20:00 Uhr zu einem außerordentlich großen Niederschlagsereignis. Aus Bildern des Wetterradars am Institut für Meteorologie und Klimaforschung des Forschungszentrums Karlsruhe kann abgeschätzt werden, dass über der Gegend um dem Ortsteil Gochsheim der Stadt Kraichtal mehr als eine halbe Stunde lang Niederschlag mit einer Intensität von über 30 mm/h abregnete. (Zum Vergleich: ein Regen mit einer Dauer von 30 Minuten und einer Intensität von 30 mm/h hat in Gochsheim nach dem KOSTRA-Atlas (BARTELS ET AL., 1997) eine Wiederkehrzeit von über 100 Jahren!)

Dieses Ereignis war, da die schützende Pflanzendecke noch fehlte, von außerordentlich hohen Bodenabträgen von landwirtschaftlichen Flächen begleitet:



Abbildung 7-4: Aufräumarbeiten nach dem Regenereignis vom 30.03.2003 (Hauptstraße, Gochsheim), Foto: SZAUNTER, Stadtverwaltung Kraichtal

In die Ortschaft Gochsheim wurde eine Schlammlawine geschwemmt, die für große Schäden sorgte und deren Ablagerung noch in der gleichen Nacht von Hand (siehe Abbildung 7-4) und maschinell unterstützt beseitigt werden mussten.

Über Straßeneinläufe, Außengebietseinläufe und Schachtdecken gelangte ein nicht abschätzbarer Anteil des oberflächigen Gebietsabflusses in die Kanalisation. Dadurch wurde die Kläranlage mit einer nicht mehr mit üblichen Maßnahmen handhabbaren Menge an Feststoffen beschickt: Der Schlamm musste mit mobilen Pumpen aus den Becken der Anlage abgepumpt werden und wurde nach einer Analyse gemäß AbfKlärV in Abstimmung mit dem Amt für Landwirtschaft Bruchsal wieder ausgebracht.

7.2.2 Ortsbegehung und Probenahme

Ein paar Tage nach dem Unwetter führte das ISWW eine Ortsbegehung durch, um das Ausmaß der Schäden dokumentieren und eine Probenahme der betroffenen Flächen durchführen zu können. Ziel war die Abschätzung des Gebietsaustrags, die Eingrenzung der betroffenen Flächen und die Berechnung eines ereignisbezogenen Anreicherungsfaktors (s. Kapitel (Erosion)). Letzteres war möglich, da dieses Ereignis auch am Pegel Ubstadt beprobt wurde (s. Kapitel 3).

Die Spuren von erheblicher Bodenerosion waren deutlich zu erkennen (siehe Abbildung 7-5), auch linienförmige Erosionsformen sind aufgetreten. Entsprechend Ausmaße nahmen auch die Ablagerungen am Handfuß an, die ebenfalls zu den onsite-Schäden gezählt werden müssen (siehe Kapitel (Erosion)), wie Abbildung 7-6 zeigt.



Abbildung 7-5: Deutliche linienhafte Erosionsformen im „Diebsgrund“ (Gewann „Hundseich“), Foto: FUCHS, ISW



Abbildung 7-6: Deposition von Erosionsgut (Gewann „Eigen“) an der L554 zwischen Flehingen und Gochsheim, Foto: FUCHS, ISW

An 12 Stellen wurden Oberbodenproben genommen, die auf gesamtes sowie CAL-lösliches P_2O_5 und pH analysiert wurden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7-1 aufgelistet. Weder nach Schlägen, noch nach Lage innerhalb dieser Schläge (Kuppe, oben, unten, Hangfuß) lässt sich ein Zusammenhang mit dem Gehalt an Phosphor erkennen, weswegen lediglich das arithmetische Mittel aller Proben für weitere Analysen genutzt wurde. Die Bodenart aller Proben wurde bestimmt, sie kann als „schluffiger Lehm (Löß)“ angegeben werden.

Tabelle 7-1: Analyseergebnisse der nach dem 30.03.2003 gezogenen Oberbodenproben in der Gemarkung Gochsheim

Probe [-]	$(P_2O_5)_{CAL}$ [mg/kg]	$(P_2O_5\text{-}P)_{GES}$ [mg/kg]
Krumenboden 1 oben	270	1095
Krumenboden 2 unten	410	1230
Krumenboden 3 Kuppe	190	967
Krumenboden 4 unten	180	1011
Krumenboden 5 Kuppe	320	1005
Krumenboden 6 Hangfuß	200	874
Krumenboden 7 oben	120	782
Krumenboden 8 unten	120	782
Krumenboden 9 Kuppe	340	795
Krumenboden 10 Kuppe	240	1149
Krumenboden 11 Kuppe	280	1122
Krumenboden 12 Kuppe	300	1244
arithmetischer Mittelwert	248	1004

7.2.3 Probenahme am Pegel Ubstadt

Zusätzlich zu den Oberbodenproben wurden die im Gewässer gezogenen, ereignisgesteuerten Proben untersucht. Abbildung 7-7 bis Abbildung 7-9 zeigen die Ergebnisse der stofflichen Analysen. Die Abflusswelle ist gekennzeichnet von einem sehr steilen An- und Abstieg, der durch die räumliche Eingrenzung des Gewitterereignisses bedingt ist.

Die Konzentrationsverläufe von Nitrat, Chlorid und Sulfat weisen den Charakter typischer Verdünnungsganglinien auf.

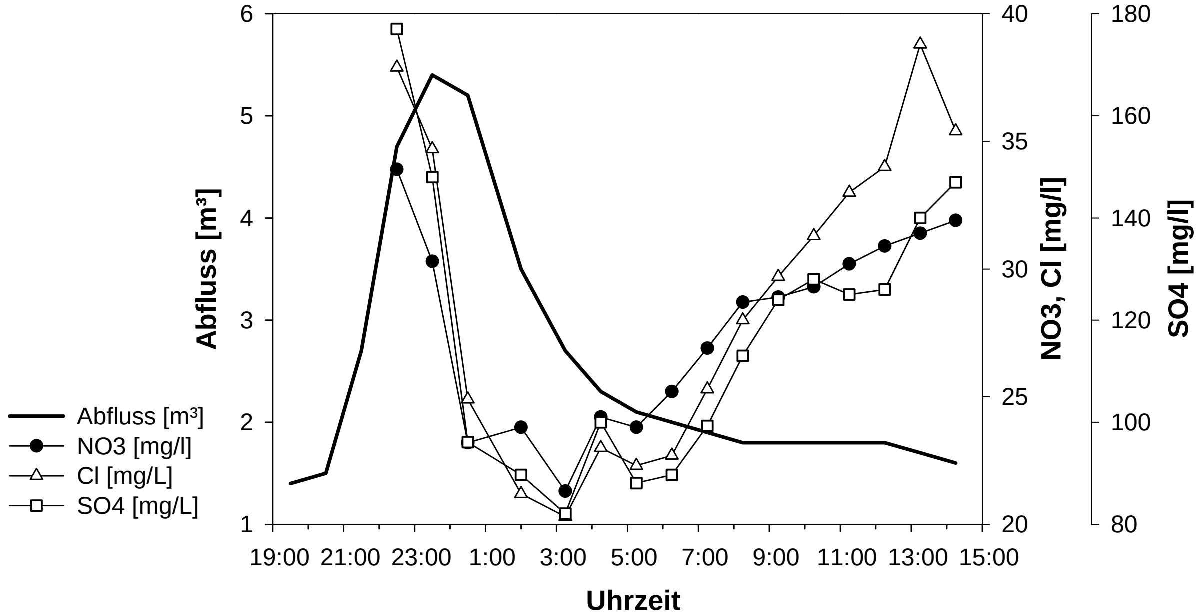


Abbildung 7-7: Nitrat-, Chlorid- und Sulfatmessungen am Pegel Ubstadt während der Abflusswelle am 30./31.03.2003

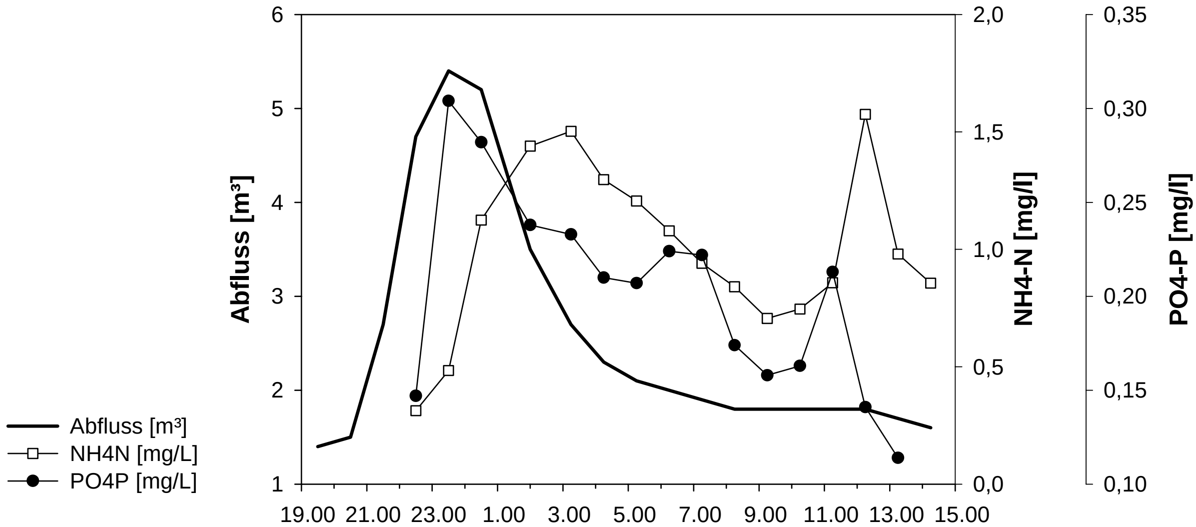


Abbildung 7-8: Phospat-, Ammonium- und Nitritmessungen am Pegel Ubstadt während einer Abflusswelle am 30./31.03.2003

Die Konzentration von Ammonium und Orthophosphat hingegen steigen stark an, in ihrem Maximum zeitlich etwas verzögert gegenüber dem Abflussscheitel im Kraichbach. Dies weist auf Mischwasserentlastungen und Auswirkungen der Stoßbelastung auf die Kläranlage hin.

Der Konzentrationsanstieg des Gesamtphosphats verläuft parallel zu den Abfiltrierbaren Stoffen (AFS) und beginnt erst mit Erreichen des maximalen Abflusswertes. Bemerkenswert ist auch die absolute Höhe der P_{GES}-Konzentrationen: Über eine Stunde lang wurden Werte von 20 mg/l überschritten! Zusammen mit dem steilen An- und Abstieg der Abflussganglinie verdeutlicht dieser Befund, wie lokal begrenzt und zugleich intensiv dieses Niederschlags-ereignis war.

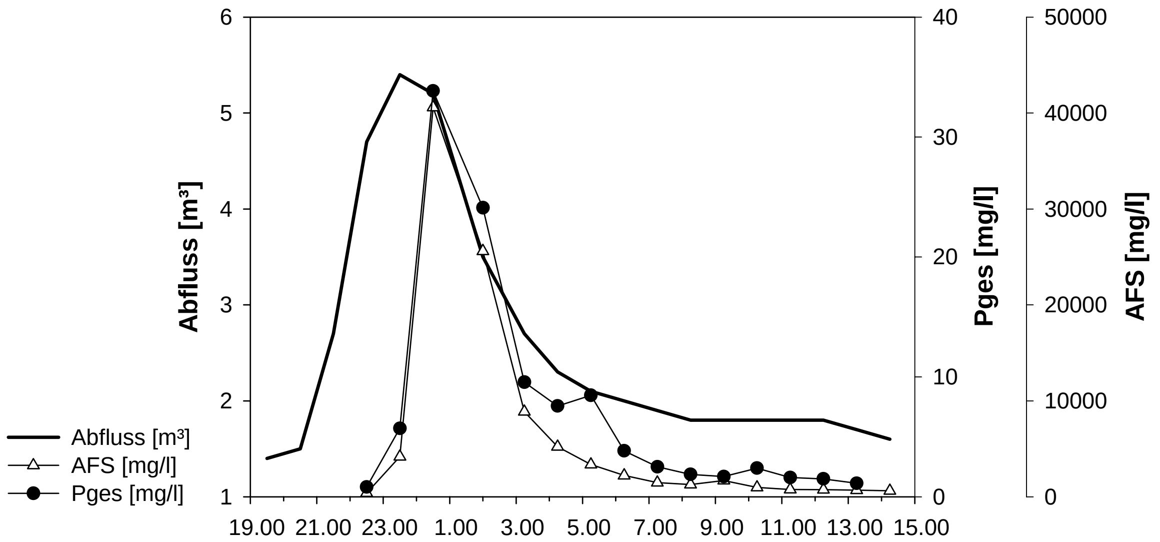


Abbildung 7-9: Messungen von Gesamtphosphor und abfiltrierbaren Stoffen (AFS) am Pegel Ubstadt während einer Abflusswelle am 30./31.03.2003

7.2.4 Auswertungen der Analysen

Eine Frachtberechnung der abfiltierbaren Stoffe (AFS) und des Gesamtphosphats erfolgt nach der Gleichung der IKSR (1997) nach Messungen mit vollständigen Konzentrations- bzw. Abflussverläufen:

$$F = \frac{1}{1.000.000} \int_{Hochwasser} Q(t) \cdot c(t) \qquad \text{Gleichung 7-2}$$

mit F = Abflussfracht [t]

Q = Abfluss [m³/s]

c = Konzentration [mg/l]

Mit Hilfe dieser Gleichung und der in Abbildung 7-9 dargestellten, gemessenen Konzentrationen an Gesamtphosphor und AFS lässt sich für die 16 h der Abflusswelle eine Gesamtfracht von 1.700 t AFS und 1,7 t Phosphor berechnen. Rund 8 % der Phosphor-Jahresfracht sind somit innerhalb von weniger als einem halben Tag realisiert worden.

Nach der Geländebegehung wurde im GIS grob das Gebiet eingegrenzt, auf dem sichtbare Schäden zu verzeichnen waren. Dieses umfasste eine Fläche von ca. 346 ha Ackerland. Auf diese Fläche verteilt ergibt sich ein mittlerer Bodenabtrag von 5,2 t/ha, dies entspricht dem durchschnittlichen, jährliche Bodenabtrag im Einzugsgebiet des oberen Kraichbachs (siehe Kapitel (Emissionspfad „Erosion“)).

Auf der anderen Seite wurde mit einem C-Faktor von Eins[7] und einem R-Faktor von 11 [N/h][8] eine Abtragsberechnung mit der dABAG analog zum Vorgehen in Kapitel (Emissionspfad „Erosion“) vorgenommen. Der Mittelwert des berechneten Abtrags beträgt 6,4 t/ha. Dieser Wert liegt extrem nahe beim aus den Messungen am Pegel berechneten flächenspezifischen Bodenabtrag. Entsprechend beträgt die daraus errechnete gesamte, abgetragene Bodenmenge 2.197 t. Bei diesem Vergleich muss berücksichtigt werden, dass folgende, teilweise gegenläufige Aspekte bei der Bilanz nicht mit eingerechnet wurden:

- das Sediment-Eintragsverhältnis (SDR)
  Retentionsprozesse im Gewässer und auf der Fläche führen dazu, dass die flächenspezifische Bodenerosion, die aus der Immissionsmessung hergeleitet wurde, deutlich unterschätzt wurde. Auch der Eintrag ins Kanalnetz und die Ablagerung von Schlamm im Ort Gochsheim sind in diesem Fall zu den Retentionsprozessen zu rechnen. Eine Einbeziehung des SDR in die GIS-Rechnung würde zu einer geringeren berechneten Feststofffracht am Pegel führen.
- die Regendauer/-intensität
  Die Berechnung des R-Faktors aus einem Blockregen mit 30 min Dauer und 30 mm/h Intensität stellt eine absolute untere Grenze dar: Das Niederschlagsereignis dauerte deutlich länger als 30 min. Zudem wurde die Intensität von 30 mm/h sicher erreicht, höchstwahrscheilich aber auch deutlich überschritten, was allerdings aus den zur Verfügung stehenden Daten nicht ersichtlich ist. Ein höherer R-Faktor geht linear in die Berechnung des Bodenabtrags mittels der dABAG ein.
- die tatsächliche Ausdehnung des Niederschlagsereignisses
  Das ausgewiesene Gebiet entspricht demjenigen, auf dem bei einer Ortsbesichtigung Schäden entdeckt werden konnten, ein starker Regen, wenn auch geringerer Intensität als in Gochsheim, ging aber über einem wesentlich größeren Gebiet nieder. Auch aus diesem Gebiet stammt Feststoff, der am Pegel gemessen und dem „Schadensgebiet“ zugewiesen wurde, was dort zu einer Überschätzung des Bodenabtrags führt. In die GIS-Rechnung ging nur diese ausgewiesene Fläche ein, eine größere Fläche würde direkt zur Kalkulation einer höheren Gesamtaustragsfracht führen.
- Anwendung der dABAG auf ein Einzelereignis
  In Tendenz und Ausmaß nicht einzuschätzen sind die Fehler, die sich aus der Anwendung des Formelwerks der dABAG auf ein konkretes Einzelereignis ergeben. Randbedingungen, wie z.B. der Anfangswassergehalt des Bodens, die auf den Bodenabtrag einzelner Ereignisse einen entscheidenden Einfluss haben, werden in der dABAG über die Berechnung als langjähriger Bodenabtragswert „herausgemittelt“.

Der Mittelwert der Gesamtphosphorgehalte im Gewässerschwebstoff, der aus der ereignisgesteuerten Beprobung gewonnen wurde, beträgt 1.060 mg/kg. Daraus ergibt sich ein Anreicherungsfaktor gegenüber den Bodenproben im Gebiet von 1,05. Ein Wert nahe Eins ist bei Ereignissen dieser Art allgemein zu erwarten und wird auf Lössböden auch im allgemeinen beobachtet (siehe Kapitel (Emissionspfad „Erosion“)).

---

[7] Die Äcker waren zu diesem Zeitpunkt quasi gar nicht durch Kulturpflanzen geschützt, die Schläge entsprachen also einem Feld unter Schwarzbrache.

[8] Dieser ergibt sich aus einem angenommenen Blockregen mit der Intensität 30 mm/h und der Länge von 30 min.

7.3 Berechnungen des R-Faktors mit NiedSim-Daten

7.3.1 Einleitung

Eine räumlich differenzierte, nach der Berechnungsvorschrift von SCHWERTMANN ET AL. (1987) voranschreitende Berechnung des R-Faktors der ABAG scheitert in aller Regel am Fehlen entsprechender langjähriger und zugleich hochaufgelöster Regendaten. Es wird deswegen meist auf Regressionsgleichungen zurückgegriffen, die empirisch ermittelt wurden und es erlauben, den R-Faktor in Abhängigkeit bekannter Niederschlagskenngrößen, z.B. des Jahresniederschlags, zu ermitteln.

Die Regressionsgleichungen sind jedoch eigentlich nur in dem Raum gültig, aus dem die Niederschlagsdaten stammten, die zu ihrer Aufstellung genutzt wurden. Nicht immer stimmt, wie im hier vorgestellten Projekt, dieser Raum mit dem untersuchten Gebiet überein (siehe Kapitel (Erosion - R-Faktor Berechnung)). Ein möglicher Ausweg aus diesem Dilemma wurde in der Nutzung von generierten Regenreihen für die vorschriftengetreue Berechnung des R-Faktors gesehen.

Die Idee der „Simulation" von langjährigen, hochaufgelösten Regenreihen stammt aus der Siedlungsentwässerung, für die eine ähnliche Problematik besteht. Eine Lösung für das Land Baden-Württemberg wurde 2001 von BÁRDOSSY et al. vorgestellt. Ihr Programm NiedSim erstellt Regenreihen, die zwar nicht mit den tatsächlich aufgetretenen Niederschlägen übereinstimmen, aber mit der gleichen Wahrscheinlichkeit hätten auftreten können. Da diese Regenreihen für jede beliebige Stelle in Baden-Württemberg aufgestellt werden können, ist die Möglichkeit gegeben, eine flächenhafte, differenzierte Betrachtung vorzunehmen.

Da die generierten Regenreihen selbstverständlich digital ausgegeben werden und die Vorschriften von SCHWERTMANN et al. (1987) ein starres Regelwerk zur Berechnung des R-Faktors vorgeben, lag es nahe, die Auswertung automatisiert vorzunehmen, was konkret über eine Programmierung im Tabellenkalkulationsprogramm geschah. Zur Beurteilung der Berechnungen wurden die Ergebnissen mit den Werten verglichen, die aus den Regressionsgleichungen von SCHWERTMANN et al. (1987) und SOMMER & MURSCHEL (1999) ermittelt wurden.

7.3.2 Die Berechnungsvorschrift zum Ermittlung des R-Faktors

SCHWERTMANN et al. (1987) beschreiben die Vorgehensweise zur Berechnung des R-Faktors wie folgt: „Um einen Abtrag zu bewirken, muß ein Regen [...] bestimmte Eigenschaften haben. Dabei sind nur diejenigen Eigenschaften für den R-Faktor verwendbar, die eine quantitative Beziehung zum Abtrag zeigen. Dies ist nach Wischmeier für eine Größe der Fall, in die sowohl die Regenenergie als auch die Niederschlagsmenge eingeht. Als solche fand Wischmeier das Produkt aus der aufsummierten Flächendichte der kinetischen Energie eines erosiven Niederschlags E und seiner maximalen 30-Minuten-Intensität I30. Erosive Niederschläge sind solche, die mindestens 10 mm erbringen oder - falls weniger als 10 mm - eine I30-Intensität von mehr als 10mm/h aufweisen. Regen, die weniger als 6 h von einander entfernt sind, werden als ein Regen gezählt.

Die aufsummierte kinetische Energiedichte E (kJ/m²) eines Regens wird für jeden erosiven Einzelregen aus Regenschreiberkurven ermittelt. Dazu wird die Regenschreiberkurve in beliebig viele (n) Teilabschnitte i mit annähernd konstanter Intensität I_i (mm/h) zerlegt und die zu jedem Teilabschnitt gehörende Niederschlagsmenge N_i wie folgt ermittelt:

$E_i = (11{,}89 + 8{,}73 \log I_i) \cdot N_i \cdot 10^{-3}$ für $0{,}05 < I_i < 76{,}2$

$E_i = 0$ für $I_i < 0{,}05$

$E_i = 28{,}33 \cdot N_i \cdot 10^{-3}$ für $I_i > 76{,}2$

Die Energiedichten E_i der Teilabschnitte werden dann zur Energiedichte E des gesamten Regens aufsummiert.

Die maximale 30-Minuten-Intensität I30 (mm/h) erhält man wie folgt: Aus der Regenschreiberkurve eines erosiven Einzelregens wird die maximale Regenmenge abgelesen, die innerhalb von 30 Minuten fällt. Dieser Wert wird dann, um ihn auf eine Stunde zu beziehen, verdoppelt. Dauert ein erosiver Regen weniger als 30 Minuten, so ist I30 die gesamte Regenmenge, ebenfalls bezogen auf eine Stunde.

Um schließlich den R-Faktor pro Jahr für einen bestimmten Ort zu erhalten, werden die Produkte E*I30 (kJ/m² · mm/h entspr. N/h) für alle erosiven Regen eines Jahres aufsummiert.“

7.3.3 Auswirkung verschiedener Grenzwerte in der Ereignisdefinition

Ein Problem in der Nutzung der NiedSim Daten für die hier beschriebenen Zwecke besteht in der Notwendigkeit der Extrahierung von Einzelereignissen aus dem Kontinuum. Die Umsetzung der scheinbar einfachen Definition von SCHWERMANN et al. (1987), dass Ereignisse durch eine Trockendauer von sechs Stunden abgegrenzt werden, wird durch die Eigenheit der NiedSim Daten erschwert, dass diese eine Vielzahl kleiner, verstreuter Werte aufweisen, die häufig nur die (kleinstmögliche) Intensität von 0,01 mm/5 min aufweisen. Ein solcher Wert würde nämlich im strikten Rechengang zwei 11 Stunden lange Regenereignisse zu einem „zusammenfügen“, wenn er zeitlich genau zwischen ihnen auftritt. In der Realität würde er aber das Ausmaß der Erosion dieser beiden Regenereignisse sicher nicht beeinflussen.

In der hier vorgestellten Analyse wurde deswegen zunächst untersucht, inwieweit das Ausblenden von Einzelwerten (kleiner eines im Folgenden als „Grenze“ bezeichneten Wertes) im Schritt der Extrahierung von Einzelereignissen[9] das Berechnungsergebnis beeinflusst:

Ein erstes Ergebnis dieser Analysen zeigt Abbildung 7-10. Wie nicht anders zu erwarten war, nimmt die Anzahl der ausgegebenen Regenereignisse bei Einführung einer Grenze stark ab, da nur aus kleinen Werten bestehende „Ereignisse“ ausgeblendet werden. Mit größer werdender Grenze steigt die Anzahl der Ereignisse jedoch dann wieder kontinuierlich. Ursache hierfür ist mutmaßlich, dass durch die größere Grenze häufiger längere Ereignisse in kürzere zerschlagen werden, wenn die kleineren Werte wegfallen, die die Trockendauer von 6 h überbrücken können.

Die Anzahl erosiver Ereignisse sinkt kontinuierlich bei größer werdender Grenze. Da sie jedoch vor allem im Bereich niedriger ($E*I_{30}$)-Werte abnimmt, sinkt der R-Faktor nicht im gleichen Maße. Vor allem bei der erstmaligen Einführung der Grenze sinkt die Anzahl erosiver Ereignisse, die geschieht vermutlich dadurch, dass die Grenze längere Regenereignisse geringerer Intensität zu mehreren Einzelereignissen zerteilt, die für sich genommen nicht mehr über 10 mm Niederschlag liefern und somit als „nicht-erosiv“ eingestuft werden.

[9] nicht aber in der späteren Aufsummierung der kinetische Energiedichte E

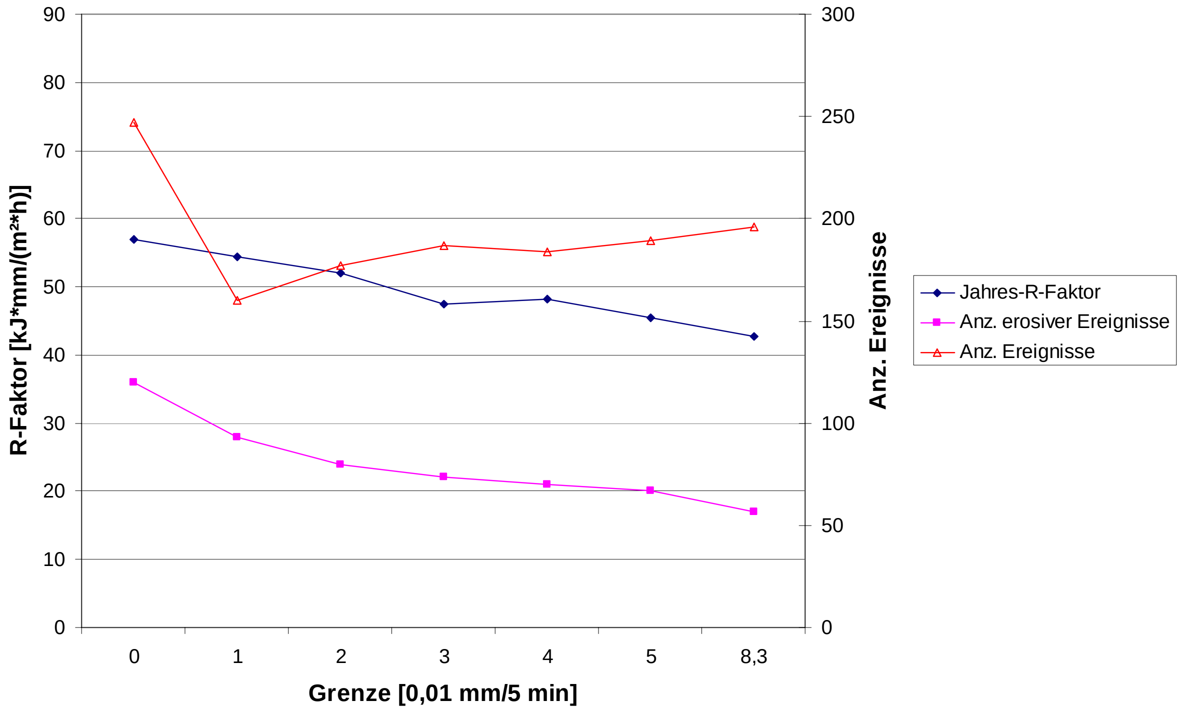


Abbildung 7-10: Verlauf der Anzahl der Ereignisse, der erosiven Ereignisse und des R-Faktors für das Jahr 1966 bei steigendem Grenzwert für die Definition eines Ereignisses

Eine sortierte Darstellung der Niederschläge mit den 15 größten ($E*I_{30}$)-Werten des NiedSim Jahres 1966 für die Berechnung ohne Grenze bzw. mit einer Grenze von 0,083 mm/5min (=1 mm/h) zeigt Abbildung 7-11. Eine genauere Analyse der acht größten ($E*I_{30}$)-Werte ergab, dass sie sich in beiden Fällen auf die gleichen Regenereignisse beziehen (i.d.R. sogar in der gleichen Reihenfolge). Ohne Grenze machen diese 8 Ereignisse 76 % des R-Faktors aus, mit Grenze sogar 94 %. Der wesentliche Teil der Regenereignisse wird also mit, wie auch ohne Grenze gleichermaßen erkannt.

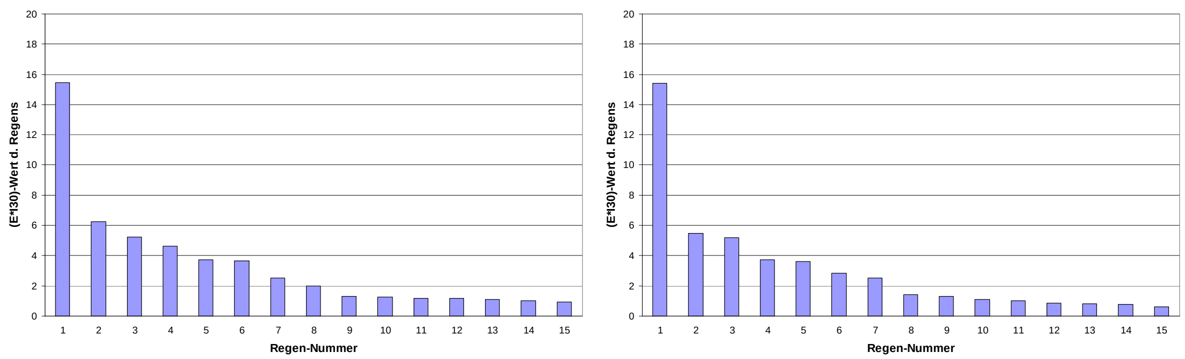


Abbildung 7-11: Sortierte Darstellung der Niederschläge mit den 15 größten ($E*I_{30}$)-Werten für das Jahr 1966 (links: ohne Grenze, rechts mit einer Grenze von 0,083 mm/5min).

7.3.4 Vergleich der bei verschiedenen Grenzen ermittelten R-Faktoren mit Regressionsgleichungen

Abbildung 7-12 zeigt einen Vergleich der mit verschiedenen Grenzen ermittelten R-Faktoren mit denen, die mit den Regressionsgleichungen von SCHWERTMANN et al. (1987) und SOMMER & MURSCHEL (1999) berechnet wurden. Es zeigt sich, dass (für das NiedSim Jahr 1966) selbst der größte der über die NiedSim Daten berechneten R-Faktoren kleiner als der über die Gleichung von Schwertmann berechnete ist. Da die von SOMMER & MURSCHEL eigens für den Kraichgau entwickelte Regressionsgleichung noch einmal deutlich höhere Werte als die von SCHWERTMANN et al. entwickelte liefert (siehe Kapitel **4.2**), ist dieser Wert insgesamt mehr als dreimal so groß wie die über die NiedSim Daten berechneten R-Faktoren.

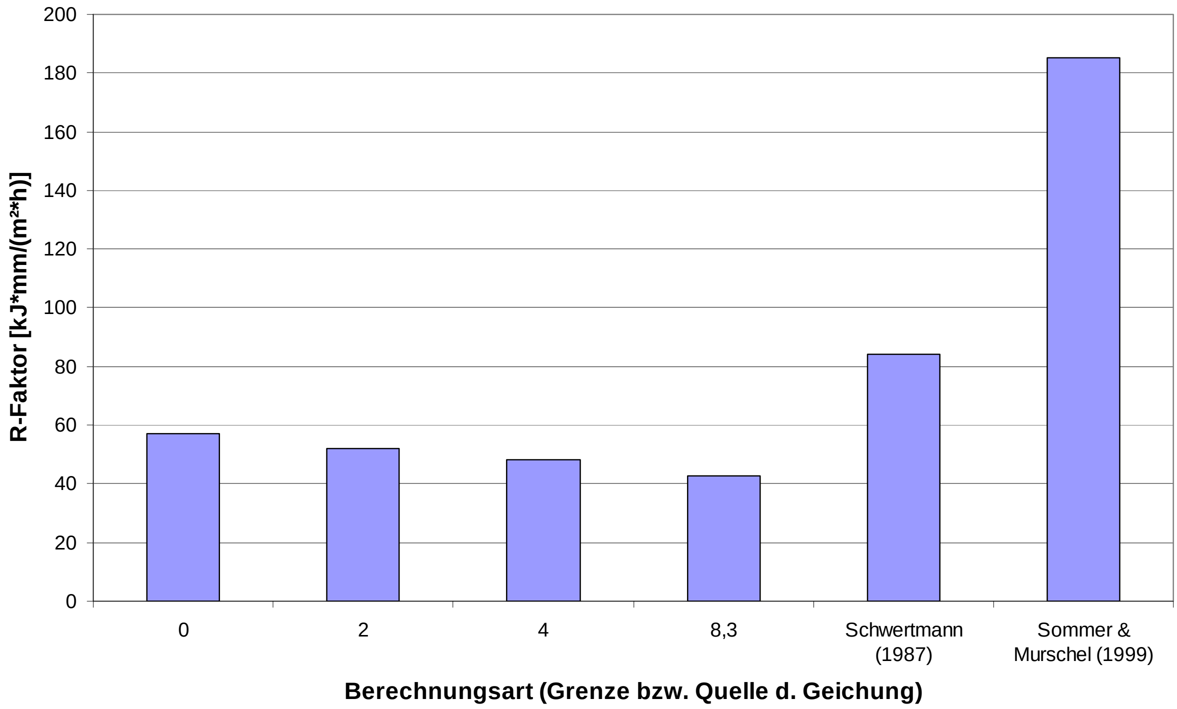


Abbildung 7-12: Vergleich der mit verschiedenen Grenzen ermittelten R-Faktoren mit den aus den Schätzformeln anderer Autoren berechneten Werten.

7.3.5 Vergleich der in verschiedenen Jahren ermittelten R-Faktoren

Leider zeigt sich bei dem Vergleich der R-Faktor-Berechnung in verschiedenen NiedSim-Jahren das gleiche Bild wie im Jahr 1966: Der Wert nach SOMMER & MURSCHEL ist deutlich am höchsten, aber selbst der nach SCHWERTMANN et al. kann nicht von den errechneten Werten erreicht werden (s. Abbildung 7-13). In diesen Vergleich gingen die Werte ein, die mit einer Grenze von 0,01 mm/5 Min. berechnet wurden.

Da die R-Faktoren nach SCHWERTMANN et al. bzw. SOMMER & MURSCHEL direkt proportional zum Jahresniederschlag sind, lässt sich aus der Grafik auch erkennen, dass das NiedSim Jahr 1966 ein extrem regenreiches war (h_N = 1033 mm), weshalb genauere Untersuchungen (Analysen bei verschieden großen Grenzen) auch für die Jahre 1984 und 1973 durchgeführt wurden (1984: durchschnittliches Jahr, h_N = 819 mm; 1973: sehr regenarmes Jahr, h_N = 646 mm). Die Ergebnisse führten jedoch zu keinen qualitativ neuen Beobachtungen.

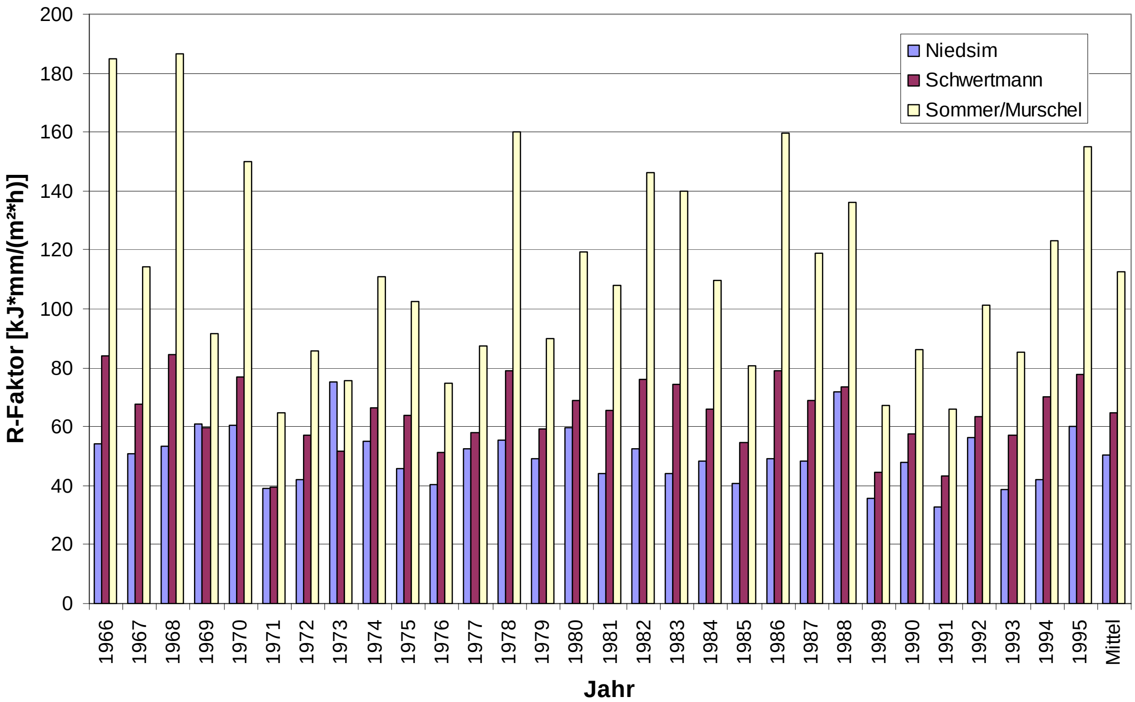


Abbildung 7-13: Vergleich der für all 30 NiedSim Jahre berechneten R-Faktoren mit den aus den Schätzformeln anderer Autoren berechneten Werten.

Auf eine Auffälligkeit soll an dieser Stelle noch verwiesen werden: Obwohl das NiedSim Jahr 1973 ein sehr regenarmes Jahr war, besitzt es trotzdem die mit Abstand größten Einzelwerte (5 Minuten Intensitäten) in den NiedSim-Daten. Zur Veranschaulichung sind die jeweils 5 größten Werte der NiedSim Jahre 1966, 1973 und 1984 sind in Tabelle 7-2 aufgelistet.

Tabelle 7-2: Die jeweils 5 höchsten Einzelwerte der Niedsim-Daten (in [0,01 mm / 5 Min.]).

1966	1973	1984
574	1028	615
489	906	497
453	746	470
296	455	277
275	455	195

Es ist naheliegend, dass diese „Riesenwerte“ auch dazu führen, dass der über die NiedSim-Daten berechnete R-Faktor im Jahr 1973 so hoch ist (der höchste berechnete Wert in diesen 30 Jahren, siehe Abbildung 7-13), obwohl der Jahresniederschlag vergleichsweise niedrig ausfiel. Folgerichtig ist einzig im Jahr 1973 der über die NiedSim Daten berechnete R-Faktor so groß wie der über die Gleichung von SOMMER & MURSCHEL berechnete.

7.3.6 Fazit

Setzt man - wie es an dieser Stelle getan wird - voraus, dass die über die Regressionsgleichung von SOMMER & MURSCHEL (1999) berechneten R-Faktoren der Realität entsprechen, so kann die Schlussfolgerung aus den hier vorgestellten Analysen nur lauten,

dass es mittels den NiedSim Daten (zumindest in der vorliegenden Version) nicht möglich ist, den R-Faktor der ABAG abzuschätzen. Selbst unter Verwendung des wesentlich kleineren R-Faktors entsprechend der Gleichung von SCHWERTMANN et al. (1987) als Vergleichsgröße sind die NiedSim-R-Faktoren im Mittel 20 % zu klein.

Angesichts der Vorteile, die eine solche Vorgehensweise hat, ist dieses Ergebnis bedauerlich. Ein Vorwurf den NiedSim-Daten gegenüber kann daraus jedoch nicht abgeleitet werden, da diese für Zwecke der Siedlungsentwässerung erstellt wurden und nicht für die Bodenabtragsberechnung.

Denkbar ist es gleichwohl schon, dass die hier präsentierten Ergebnisse auf eine Schwäche der NiedSim-Daten, zumindest im Kraichgau, hinweisen. Möglich wäre es jedoch auch, dass im Bestimmungsalgorithmus zur Berechnung des R-Faktors indirekt die Art und Weise, wie ein Regenereignis von einem realen Regenschreiber erfasst wird, berücksichtigt wird. Eine Klärung kann an dieser Stelle nicht erfolgen.

7.4 Berechnung des Eintrags in das Grundwasser mit N_{min} Daten

Verschiedene Autoren (HONISCH, 1996; SCHWEIGER, 1973) konstatieren Zusammenhänge zwischen den Nmin-Werten im Boden und den winterlichen Nitratauswaschungen ins Grundwasser. SCHWEIGERT (2002) nutzt statistische Auswertungen der Nmin-Daten aus Herbst und Frühjahr, um zu Aussagen über die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser zu kommen. Dabei werden die Veränderung der Nmin-Daten über den Winter in Beziehungen gesetzt zum Niederschlag um Aussagen über die Transportprozesse zu erhalten und zur Temperatur, um die Höhe Umsetzungsprozesse im Boden abschätzen zu können.

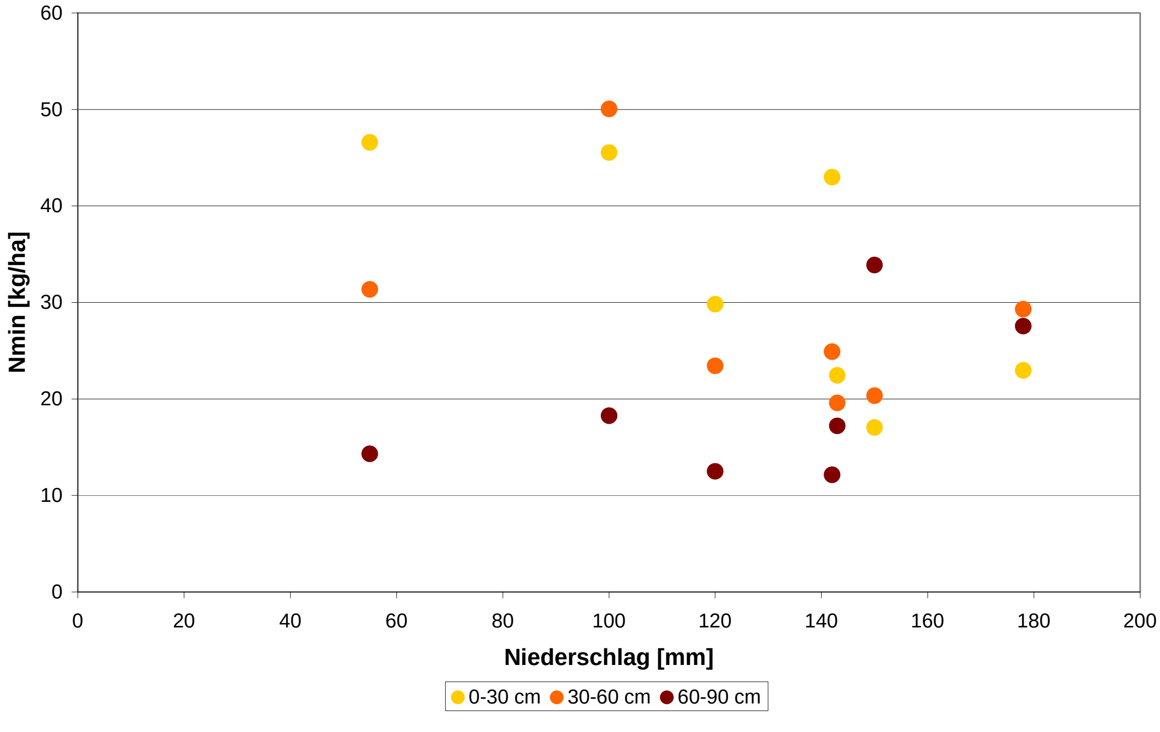


Abbildung 7-14: Herbstliche Nmin-Werte aus dem Weiherbach (1990-1995) in Abhängigkeit zum Niederschlag der Monate September und Oktober des Probenahmejahres

Die Auswertungen beruhen darauf, dass Nitrat im Boden vollständig löslich ist und bei bekanntem Wassergehalt auf die Nitratkonzentration im Boden geschlossen werden kann. Besonders während der Grundwasserneubildungsphase im Winter hängt die Variabilität der Nitratgehalte im Boden u.a. von der Niederschlagsmenge ab und über die Veränderung des Mineralstickstoffgehaltes in den verschiedenen Bodenschichten vom Herbst bis zum Frühjahr lassen sich Aussagen über die Verlagerung des Stickstoffs im Boden treffen. Abbildung 7-14 veranschaulicht die Theorie.

In der Abbildung zu sehen sind die Mineralstickstoffgehalte der einzelnen Bodenschichten in Abhängigkeit der Niederschlagssumme der Monate September und Oktober des jeweiligen Probenahmejahres. Die Nmin-Gehalte der oberen beiden Schichten nehmen mit zunehmendem Niederschlag ab, während der Nmin-Gehalt in der untersten Bodenschicht ansteigt. Daraus ergibt sich der Hinweis auf Stickstoffverlagerungen aus der oberen in die untere Bodenschicht mit zunehmendem Niederschlag.

Die für den Austrag des Stickstoffs relevante Schicht ist die unterste in der Tiefe von 60 – 90 cm. Der Stickstoff der aus dieser Schicht weiter nach unten verlagert wird, ist für die Pflanze im Frühjahr nicht mehr aufnehmbar. Die folgende Abbildung 7-15 betrachtet ausschließlich die Nmin-Werte der untersten Bodenschicht.

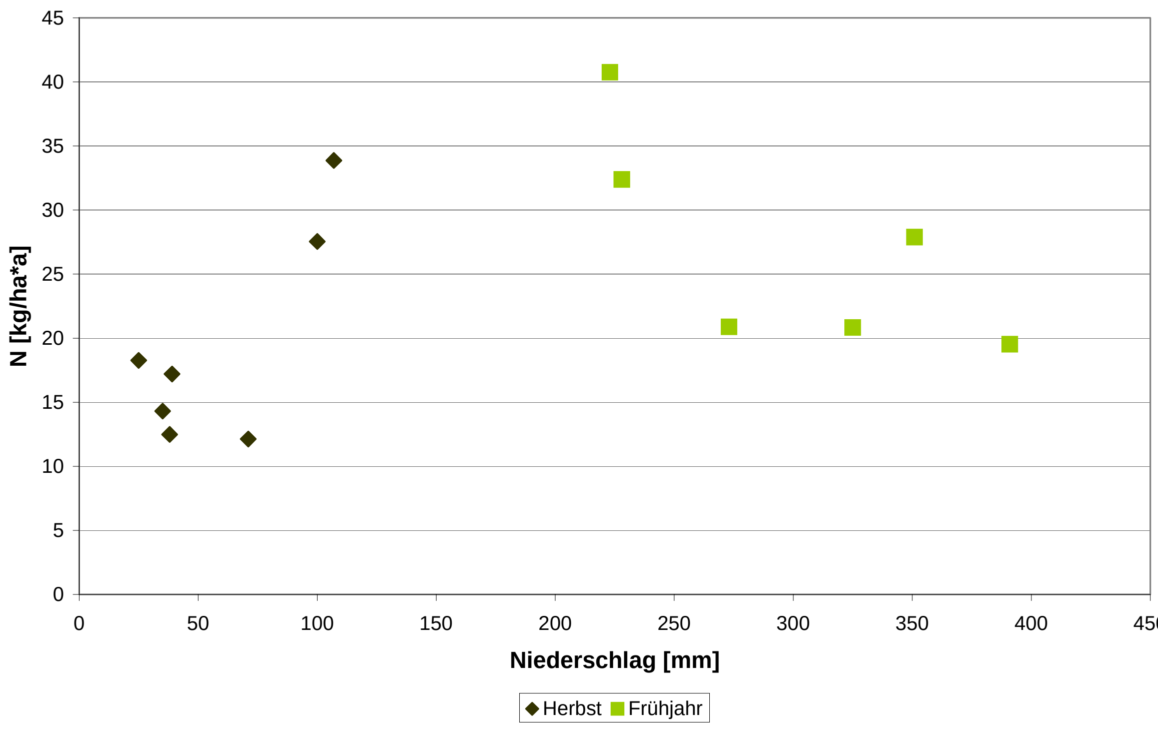


Abbildung 7-15: Nmin-Werte (Weiherbach, 1990-1995) aus Herbst und Frühjahr der Bodenschicht 60 – 90 cm in Abhängigkeit vom Niederschlag

In der Abbildung 7-15 wurden die Nmin-Werte aus dem Herbst und Frühjahr in Beziehung zum Niederschlag gesetzt. Im Herbst wurde der Oktoberniederschlag, im Frühjahr die Summe des Niederschlags von Oktober bis Februar des jeweiligen Probenahmejahres herangezogen. Wie schon in Abbildung 7-14 zu sehen, steigen die Nmin-Werte im Herbst bei zunehmendem Niederschlag an, die Betrachtung der Frühjahrswerte lässt eine gegenläufige Abhängigkeit feststellen. Der Anstieg der Nmin-Werte erklärt sich durch die Auswaschung aus den oberen Bodenschichten, da zu Beginn der Vegetationsruhe im Boden vorhandener Stickstoff von den Pflanzen nicht mehr aufgenommen werden kann. In durchschnittlichen

Wintern füllt sich der Boden nach und nach bis zur Sättigung mit Wasser. Der in die unterste Bodenschicht vorhandene Stickstoff wird infolge weiteren Niederschlags mit dem Bodenwasser weiter nach unten verlagert und ist unterhalb von 90 cm Tiefe nicht mehr für die Pflanzen verfügbar.

Der durchschnittliche Nmin-Mittelwert in 60 – 90 cm Tiefe über alle Herbst- und Frühjahrswerte beträgt 23 kg/(ha·a), der im gleichen Zeitraum gemessene Wassergehalt im Boden 18 %. Die daraus berechnete Nitratkonzentration im Sickerwasser beträgt 188 mg NO_3/l. Leider wurden parallel zu den Nmin-Messungen keine Bodenwasserproben gezogen, so dass dieser Wert ein theoretischer bleibt.

Neben dem Niederschlag bzw. dem Wassergehalt im Boden hat die Temperatur einen Einfluss auf die Höhe der Nmin-Werte. Abbildung 7-16 zeigt mit zunehmender mittlerer Temperatur sinkende Nmin-Werte im Boden. Eine Erklärung hierfür ist die Aufnahme der Pflanzen, deren Wachstum ebenfalls temperaturabhängig ist.

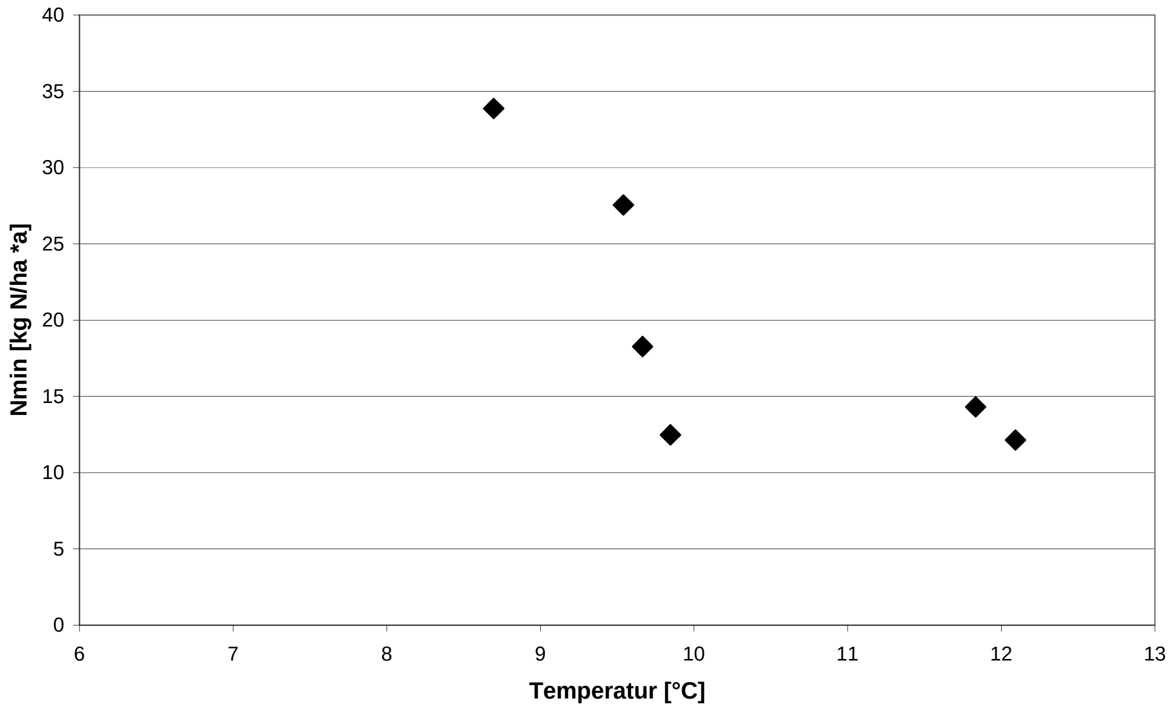


Abbildung 7-16: Abhängigkeit der herbstlichen Nmin-Werte (Weiherbach, 1990-1995) von der mittleren Oktobertemperatur

Die Zusammenhänge der Witterung auf den mineralisierten Stickstoffgehalt im Boden sollten auf regionaler und lokaler Ebene weiter untersucht werden. Auf regionaler Ebene bieten sich Auswertungen von Vergleichsflächen hinsichtlich Bodenart und Standort an, auf lokaler Ebene hingegen sollte der Schwerpunkt auf Düngungsempfehlung für einzelne Kulturarten und Bewirtschaftungsmethoden gelegt werden.

Dazu bieten sich die herbstlichen Nmin-Daten an die für die SchALVO seit über 10 Jahren in den Wasserschutzgebieten gezogen werden und die Daten des Nitratinformationsdienst (NID) im Frühjahr. Beim NID gibt es die Besonderheit, dass nur 5 % aller gezogener Proben auch wirklich die unterste Schicht mitbeprobt wird. Bei weiteren 15 % der Proben wird die 60 – 90 cm Schicht anhand von Vergleichsflächen rechnerisch ermittelt. Zu den restlichen 80 % gibt es überhaupt keine Angaben.

8 Schlussfolgerungen und Ausblick

Nach der in diesem Vorhaben durchgeführten Prüfung verfügbarer Berechnungsansätze zur Berechnung von Emissionen in Flussgebieten der Größe 100 bis 200 km² (Mesoskala) ist festzustellen, dass die auf der Makroskala entwickelten, empirisch-konzeptionellen Ansätze nach entsprechenden Anpassungen und funktionalen Ergänzungen mit gutem Erfolg auf die gegebene Betrachtungsebene übertragbar sind und einen unmittelbaren Maßnahmenbezug im Einzugsgebiet erlauben.

Gemessen an dem zusätzlich erforderlichen Aufwand bezüglich der zu recherchierenden Eingangsdaten lieferten die weiteren, teilweise physikalisch basierten Berechnungsmodelle keine nennenswerte Verbesserung der Modellaussage. Vielmehr ist festzuhalten, dass die Güte der Berechnungsergebnisse in Bezug auf die absoluten Frachten aber auch den regionalen Bezug unmittelbar von der Verfügbarkeit und Qualität der Eingangsdaten abhängt. Es wird daher kein grundsätzlicher Bedarf zur Neuentwicklung von Quantifizierungsansätzen gesehen.

Die Potenziale zur Weiterentwicklung einzelner Ansätze ist pfad- und stoffspezifische sehr unterschiedlich, da wie schon dargestellt, eine verbesserte räumliche und zeitliche Auflösung letztendlich von dem auf Betrachtungsebene vorhandenen Datenbestand abhängt und z.B. bei den Schwermetallen auf mesoskaliger Ebene sehr schnell Grenzen erreicht.

Wie in anderen Studien auch wurden als mit Abstand bedeutendste Emissionspfade „Mischwasserüberläufe“, „Bodenerosion“ und „Kläranlagen“ sowie bei Stickstoff und Nickel „Grundwasser“, identifiziert. Sie verursachen bei allen betrachten Stoffen mindestens 80 % der Gesamtfrachten. Die Weiterentwicklung von Modellenansätzen, die in Teilbereichen schon in diesem Vorhaben durchgeführt wurde, sollte sich daher ausschließlich auf diese Pfade konzentrieren.

Entwicklungspotenzial wird beim Modul „Mischwasserüberläufe“ vor allem auf Seiten der angesetzten Überlaufkonzentrationen gesehen. Diese können – gebietsspezifisch – erheblich differieren, was in der derzeitigen Herangehensweise nicht berücksichtigt wird. Ziel sollte ein Verfahren sein, das die unterschiedliche Stärke der Verschmutzungsquellen von Trockenwetter- und Oberflächenabfluss abbildet und zugleich den Einfluss der Kanalablagerungen berücksichtigt.

Der wesentliche Punkt, an dem die Abschätzung der Emissionen aus Bodenerosion verbessert werden kann, ist die Kalkulation des Sediment-Eintragsverhältnisses. Es ist unzufriedenstellend, dass derzeit dieser so überaus wichtige Retentionsprozess noch mit sehr einfachen Gleichungen berechnet werden muss. Laufende Arbeiten, die einen Beitrag dazu liefern könnten, wurden im Bericht vorgestellt. Als ebenfalls entwicklungsbedürftig im Sinne einer Übertragbarkeit wird der Ansatz zur Berechnung von Anreicherungsverhältnissen gesehen. Der gegenwärtig verfügbare, ausschließliche auf dem Sedimenteintrag basierende Ansatz führt in einigen Gebieten zur Überschätzung der Stoffeinträge.

Die Nährstoffemissionen aus Kläranlagen können befriedigend abgeschätzt werden. Zur zuverlässigen Berechnung der Schwermetall fehlen vor allem aktuelle Messwerte der Ablaufkonzentrationen. Angesichts der von uns geschätzten Gewichtung dieses Pfades erscheint eine entsprechende Aktion zur Verdichtung des Datenbestandes von großer Bedeutung.

Die Abschätzung der Stickstoffemissionen über das Grundwasser ist hinsichtlich der Größenordnung auch auf mesoskaliger Ebene möglich. Jedoch hängt das Ergebnis neben den Stickstoffbilanzen, die nur auf Gemeindeebene erstellt werden können maßgeblich von der Abbildung der Umsetzungsprozesse ab. Da zur modellhaften Beschreibung dieser Prozesse eine Vielzahl von Faktoren mit extremer raum-zeitlicher Varianz zu berücksichtigen

ist, sollten zur Abschätzung der Stickstoffdynamik im Boden in stärkerem Maße Messwerte, in Form von Nmin-Daten genutzt werden. Die Nmin-Daten liegen in mehreren Bundesländer vor und sind bereits durch die Düngeberatung in die landwirtschaftliche Praxis eingebunden. Eine gezielte Analyse der Datenbestände zur Abschätzung der Sickerwasserkonzentrationen, wie sie in diesem Vorhaben vorgestellt wurde, wird als wichtige Zukunftsaufgaben bei diesem Pfad gesehen.

IV. TEIL: Literatur und Anhang

9 Literatur

ACKERMANN, M. (1998): Hydrogeologische Systemanalyse und Grundwasserhaushalt des Weiherbach-Einzugsgebietes. Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe, 53. Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe

AG BODEN (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung. Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland. Fachl. Red.: Herwig Finnern. Stuttgart: Schweizerbart

AGWA (1991)Untersuchungen von KKA im ländlichen Raum Niedersachsens mit der Zielsetzung der verfahrenstechnischen Optimierung bei Neubau und Sanierung, im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Wasser und Abfall, Januar 1991 (unveröffentlicht). Zitiert nach: KOLLATSCH (1993)

ALLB BRUCHSAL (2003): Fachinformationen - Erosionsschutz im Ackerbau. Systemvergleich Bodenbearbeitung (Standort: Stifterhof, Odenheim). Amt für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur Bruchsal. Internetseite:
http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/allb/Bruchsal/fachinformationen/pflanzenbau/stifterhof1.htm

ANKENBRAND, E. (1988): Flurneuordnung mit besonderer Beachtung des Bodenschutzes. S. 9 - 27 In: Flurbereinigungsdirektion München (Hrsg.): Flurbereinigung Freinhausen. Zitiert nach: WERNER et al. (1991)

ASSMANN, A., GÜNDRA, H., SCHUKRAFT, G., & SCHULTE, A. (1998): Konzeption und Standortauswahl bei der dezentralen, integrierten Hochwasserschutzplanung für die Obere Elsenz (Kraichgau). *Wasser und Boden*, **50**, 8. S. 15 - 19

ATV (1985): Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Band 1 - 4.ATV-Handbuch. Abwassertechnische Vereinigung e.V., St. Augustin. Zitiert nach: IHWB (1998)

ATV (1992): ATV-Arbeitsblatt A 128 „Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen“, Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV), Hennef, erschienen bei der Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA), St. Augustin

ATV (1992): ATV-Arbeitsblatt A 128 „Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungen in Mischwasserkanälen“, Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV), Hennef, erschienen bei der Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA), St. Augustin

ATV (1999): ATV-Arbeitsblatt A 118 „Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen“, Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV), Hennef, erschienen bei der Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFA), St. Augustin

ATV-DVWK (Hrsg., 2003): Diffuse Stoffeinträge in Gewässer - Landwirtschaft. ATV-DVWK-Informationen. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.

AUERSWALD, K. (1987): Sensitivität erosionsbestimmender Faktoren. *Wasser und Boden*, **39**, 1. S. 34 - 38

AUERSWALD, K. (1989): Predicting nutrient enrichment from long-term average soil loss. *Soil Technology*, **2**. S. 271 - 277

AUERSWALD, K. (1992): Predicted and Measured Sediment Loads of Large Watersheds in Bavaria. In: LARSEN, P. (Hrsg.): Sediment Management. Proceedings of the 5th International Symposium on River Sedimentation, 6. bis 10. April 1992, Karlsruhe. S. 1031 - 1036

AUERSWALD, K. (1993): Bodeneigenschaften und Bodenerosion. Wirkungswege bei unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben. Relief Boden Paläoklima. Band 8. Berlin, Stuttgart: Gebrüder Borntraeger. Zitiert nach: LANG, 1997.

AUERSWALD, K. (1998): Bodenerosion durch Wasser. In: RICHTER, G. (Hrsg.): Bodenerosion. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft. S. 33 - 42

AUERSWALD, K. (1999): unveröffentlicht. Zitiert nach: AUERSWALD & SCHWAB (1999)

AUERSWALD, K., & HAIDER, J. (1992): Eintrag von Agrochemikalien in Oberflächengewässer durch Bodenerosion. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*, **33**. S. 222 - 229

AUERSWALD, K., & SCHMIDT, F. (1986): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern. Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. GLA Fachberichte, Band 1, München.

AUERSWALD, K., FLACKE, W., & NEUFANG, L. (1988): Räumlich differenzierte Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten - Modellgrundlagen der dABAG. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **151**, S. 369 - 373

AUERSWALD, K., KAINZ, M., & VOGL, W. (1986): Vergleich der Erosionsgefährdung durch Maisfruchtfolgen (C-Faktor). *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch*, **63**, 1. S. 3 - 8

AUERSWALD, K., UND SCHWAB, A. (1999): Erosionsgefährdung (C-Faktor) unterschiedlich bewirtschafteter Weinanbauflächen, *Die Weinwissenschaft/Vitic Enol.Sci.*, **54**, 2-3. S. 54 - 60

BAADE, J., BARSCH, D., MÄUSBACHER, R., & SCHUKRAFT, G. (1993): Sediment Yield and Sediment Retention in a Small Loess-Covered Catchment in SW-Germany. In: BAADE, D., & MÄUSBACHER, R. (Hrsg.): Some Contributions to the Study of Landforms and Geomorphic Processes. Zeitschrift für Geomorphologie, Supplementband 92. Berlin: Gebrüder Borntraeger. S. 217 - 230

BACH, M, (1999): Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/ Kreisen in Deutschland. Anlage I. Forschungsvorhaben Wasser, Forschungsbericht 296 24 515: Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V.

BACH, M. (1987): Regional differenzierte Abschätzung des möglichen Beitrags der Landwirtschaft zur Nitrat-Belastung des Sickerwassers in der Bundesrepublik Deutschland. Mitteilung. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 55,II, 561-566, Göttingen

BANNICK, C.G., EICHMANN, C., FRIEDRICH, J., ODAU, R. & ROTH, M. (2001): Grundsätze und Maßnahmen für eine vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in landbaulich genutzten Böden. UBA-Texte 59/01, Berlin.

BÁRDOSSY, A., GIESE, H., HALLER, B., & RUF, J. (2001): Regionalisiserte Niederschlagsreihen im 5-Minuten-Zeitraster für Baden-Württemberg. *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* , **48**, 3. S. 300 - 308

BARFIELD, B.J., & ALBRECHT, S.C. (1982): Use of a vegetated filter zone to control fine-grained sediments from surface mines. In: CARPENTER, S.B. (Hrsg.): Symposium on surface mining, hydrology and sedimentology and reclamation. S. 481 - 490

BARSCH, D., SCHUKRAFT, G., & SCHULTE, A. (1998): Der Eintrag von Bodenerosionsprodukten in die Gewässer und seine Reduzierung - das Geländeexperiment „Langenzell“. In: RICHTER, G. (Hrsg.): Bodenerosion. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft. S. 194 - 203

BARTELS, H., MALITZ, G., ASMUS, S., ALBRECHT, F.M., DIETZER, B., GÜNTHER, T., & ERTEL, H, (1997): Starkniederschlagshöhen für Deutschland: Kostra. Deutscher Wetterdienst,

Geschäftsfeld Hydrometeorologie. Offenbach am Main: Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes

BEASLEY, D.B. (1977): ANSWERS: A mathematical model for simulating the effects of land use and management on water quality. Ph.D. Theses, Purdue University, West Lafayette, IN.. Zitiert in: RODE, M. (1995): Quantifizierung der Phosphorbelastung von Fließgewässern durch landwirtschaftliche Flächennutzung, Boden und Landschaft, Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Band 1, Justus-Liebig-Universität, Gießen.

BEHRENDT, H., BACH, M., KUNKEL, R., OPITZ, D., PAGENKOPF, W.-G., SCHOLZ, G., & WENDLAND, F. (2002): Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsvorhaben Wasser, Forschungsbericht 29922285

BEHRENDT, H., HUBER, P., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. Umweltbundesamt, Texte 75/99, Berlin

BEHRENDT, H., OPITZ, D., & PAGENKOPF, W.-G. (2001): Analyse der Nährstoffeinträge und -frachten in den Flüssen des Landes Baden-Württemberg. Studie im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz von Baden-Württemberg. Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (unveröffentlicht)

BEUDERT, G. (1997): Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band 80. München: Oldenbourg

BIELERT, U., HEINRICHS, H. & BECKER, K.-W. (1999): Validierung von Boden-Eluatgehalten zur Prognose von Inhaltstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk/BbodSchV. UBA-Texte 86/99, Berlin

BIRKE, M. (2003): Aktuelle Daten des Neuen Geochemischen Atlasses für Baden-Württemberg. Schriftliche Mitteilung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Außenstelle Berlin

BLEICH, K.E. (1978): Erosion von Böden infolge Bodennutzung. In: Daten und Dokumente zum Umweltschutz. Sonderreihe Umwelttagung, Nr. 22, Hohenheim, S.20-22. Zitiert nach SOMMER (1999)

BOARDMAN, J., DEARING, J.A., & FORSTER, I.D.L. (1990): Soil erosion studies: some assessments. In: BOARDMAN, J., FORSTER, I.D.L., & DEARING, J.A. (Hrsg.): Soil erosion on agricultural land. Chichester. S. 659 - 672. Zitiert nach: BARSCH et al. (1998)

BÖHM, E., HILLENBRAND, T., MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F., SCHEMPP, C., FUCHS, S., & SCHERER, U. (2001): Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer. Abschlussbericht zum UBA-Vorhaben Nr. 298 22 243, UBA-Texte, 29/01, Berlin

BORCHARDT, D. (1999): Niederschlagsbedingte Gewässerbelastungen: Wie können Probleme identifiziert und Maßnahmen beurteilt werden? In: FUCHS, S., & HAHN, H.H. (Hrsg.) (1999): Schadstoffe im Regenabfluss IV. Abschlusspräsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band 96. München: Oldenbourg. S. 173 - 192

BORCHARDT, D., GEFFERS, K., & FUNKE, M. (2000): Modellprojekt Gewässerbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Seefelder Aach. Institut für Gewässerforschung und Gewässerschutz, Universität Gesamthochschule Kassel (unveröffentlicht)

BORK, H.-R. (1991): Bodenerosionsmodelle - Forschungsstand und Forschungsbedarf. Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 3: Bodenerosion, Hamburg, Berlin: Parey

BÖSINGER, D. (2000): Vergleichende Quantifizierung der Nährstoff- und Schwermetallemissionen von Kläranlagen. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)

BOYCE, R.C. (1972): Sediment Routing with sediment-delivery ratios. In: Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture: Present and prospective Technology for predicting sediment yields and sources. Proceedings of the Sediment Yield Workshop, USDA Sedimentation Laboratory, Oxford, Miss., 28.-30.11.1972. S. 61 - 65

BRAUN, M. (2001): Evaluation Ökomassnahmen. Abschwemmung von Phosphor. AgrarForschung 8 (1), S. 36-41

BREMICKER, M. (200): Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM – Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele. Institut für Hydrologie der Universität Freiburg i.Br., Freiburger Schriften zur Hydrologie, Band 11.

BRIESE, D., & ERPENBECK, C. (1986): Landwirtschaftliche Wege im Rahmen des Boden- und Gewässerschutzes - Probleme und Lösungsmöglichkeiten. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, **27**. S. 158 - 164

BROMBACH, H.-J., & FUCHS, S. (2003): Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen in Misch- und Trennkanalisationen. *KA-Abwasser, Abfall*, **50**, 4. S. 441 - 450

BROMBACH, H.-J., & MICHELBACH, S. (1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrags aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees. Bericht / Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Nr. 49. Reichenau: Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee

BRONSTERT, A. (1994): Modellierung der Abflussbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen. Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Heft 46. Zitiert nach: BEUDERT (1997)

BROOKES, P.C., HECKRATH, G., DE SMET, J., HOFMANN, G. & VANDERDEELEN, J. (1997): Losses of Phosphorus in Drainage Water. In: TUNNEY, H., CARTON, O.T., BROOKES, P.C., & JOHNSTON, A.E.: Phosphorus Loss from Soil to Water, CAB International, S.253-271.

BRUNNER, P. (1995): Regenwasserbehandlung in Bodenfilterbecken. Wasserwirtschaft, **85**, 3. S. 134-138

BUTTSCHARDT, T. (1994): Ökomorphologische Fließgewässerbewertung und ihre Bedeutung für die Biotopverbundplanung am Beispiel des Kraichgau. Karlsruher Berichte zur Geographie und Geoökologie, Heft 3. Institut für Geographie und Geoökologie, Universität Karlsruhe.

BUTZ, J. (2004): Stoffeinträge in kleine bis mittlere Flussgebiete: Pfad Erosion. Vortrag beim Siedlungswasserwirtschaftlichen Seminar WS 2003/04, 13.02.2004, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe

BUTZ, J., & FUCHS, S. (2003a): Ergebnisbericht zur Messkampagne der Drosselabflüsse der Regenüberlaufbecken des Kanalnetzes der Stadt Kraichtal. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)

BUTZ, J., & FUCHS, S. (2003b): Estimation of Sealed Surfaces in Urban Areas and the Impact on Calculated Annual Pollution Load due to Combined Sewer Overflows. In: JÜRGENS, C. (Hrsg.): Remote Sensing of Urban Areas. Proceedings of the ISPRS WG VII/4 Symposium REMOTE SENSING OF URBAN AREAS, 27. - 29. Juni 2003, Regensburg, S. 35 - 40

CLEMENS, G., & STAHR, K. (1994): Present and past soil erosion rates in catchments of the Kraichgau area (SW-Germany). *Catena*, **22**, 2. S. 153 - 168

DABBERT, S., HERRMANN, S., KAULE, G., & SOMMER, M. (Hrsg.) (1999): Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung. Heidelberg: Springer-Verlag

DE PLOEY, J. (1990a): Modelling the erosional susceptibility of catchment in terms of energy. *Catena*, **17**. S. 175 - 183

DE PLOEY, J. (1990b): Threshold conditions for thalweg gullying with special reference to loess areas. In: BRYAN, R. (Hrsg.) Soil Erosion, Experiments and Models. *Catena Suppl.*, **17**. S. 147 - 151

DECKER, J. (1998): Auswirkungen von Fremdwasser auf Abwasseranlagen und Gewässer. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Band 168. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen.

DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURTECHNIK E.V. (Hrsg.) (1989): Arbeitsanleitung zur Abwendung von Niederschlag-Abfluss-Modellen in kleinen Einzugsgebieten, Teil II: Synthese, Regeln zur Wasserwirtschaft 113/1989, Paul Parey Verlag Hamburg, Berlin. Zitiert nach EISELE (2003)

DIERKES, C., & GEIGER, W.F. (2000): Schadstoffrückhalt in Straßenrandböden von Autobahnen und Bundesstraßen. *Wasserwirtschaft*, **90**, 6. S. 276 - 281

DIKAU, R. (1986): Experimentelle Untersuchungen zu Oberflächenabfluss und Bodenabtrag von Messparzellen und landwirtschaftlichen Nutzflächen. Heidelberger Geographische Arbeiten, Heft 81, Selbstverlag des Geographischen Instituts der Universität Heidelberg.

DIN 4261: Kleinkläranlagen - Anwendung, Bemessung, Ausführung und Betrieb. Beuth Verlag, Köln

DÖRHÖFER, G. & JOSOPAIT, V. (1980): Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate. Geol.Jb., Reihe C, 27:45-65.

DUNCAN, H.P. (1997): An Overview of Urban Stormwater Quality. In: 24th Hydrology and Water Resources Symposium, Auckland, Neu Seeland. NZ Hydrological Society. S. 143 - 148

DÜRETH-JONEK, S. (1993): Entwicklung eines naturnahen, praxisorientierten Mobilitätstests für Schwermetalle und Arsen in kontaminierten Böden. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, Band 66, Universität Karlsruhe. Zitiert nach HAHN et al., 1992

DVWK (1990): Uferstreifen an Fließgewässern. DVWK Schriften. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Heft 90. Parey Verlag, Berlin.

DVWK (1998): Einträge aus diffusen Quellen in die Fließgewässer, Nähr- und Feststoffe. DVWK Materialien 5/1998. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.

EBERS, T., & BISCHOFSBERGER, W. (1992): Leistungssteigerung von Kleinkläranlagen, Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft Technische Universität München 1992, Heft 98

EDDE, C. (2002): Schwermetalleinträge in Oberfächengewässer aus Gebieten mit dezentraler Abwasserbehandlung. Diplomarbeit am Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft, RWTH Aachen. (unveröffentlicht)

EISELE, M. (2003): Stoffhaushalt und Stoffdynamik in Flusseinzugsgebieten: Ein Beitrag zum Bewertungsverfahren „Hydrologische Güte“. Freiburger Schriften zur Hydrologie,18. Universität Freiburg

EITEL, B. (1989): Morphogenese im südlichen Kraichgau unter besonderer Berücksichtigung tertiärer und quartärer Decksedimente (Ein Beitrag zur Landschaftsgeschichte Südwestdeutschlands). Stuttgarter Geographische Studien 111, 205 S.

ENTELMANN, I., BENN, O., & WICHMANN, K. (2003): Einfluss von Kleinkläranlagen auf die Nährstoffbilanz ländlich geprägter Flusseinzugsgebiete. KA-Abwasser, Abfall, **50**, 11. S. 1434 - 1440

ERNSTBERGER, H. & SOKOLLEK, V. (1983): Der Einfluss land- und forstwirtschaftlicher Bodennutzung auf die Absickerung aus dem durchwurzelten Bodenraum. Zt. Dt. geol. Ges., 134: 723-734. Zitiert nach HUSMANN (1996)

EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Palaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327, 22.12.2000, S. 1 - 72

F&N UMWELTCONSULT (1997): Mobineg. Handbuch zum Modell zur Bilanzierung von Nährstoffen in Gewässer. F&N Umweltconsult, Hannover

FABIS, J. (1995): Retentionsleistung von Uferstreifen im Mittelgebirgsraum. Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Band 2. Justus-Liebig-Universität Gießen.

FASCHING, R.A. (2003): Fasching, USDA-Natural Resources Conservation Service, mündliche Mitteilung über den aktuellen Stand des Projektes zum Bau von Filterstreifen in den U.S.A.

FASCHING, R.A., & BAUDER, J.W. (2001): Evaluation of Agricultural Sediment Load Reductions Using Vegetative Filter Strips of Cool Season Grasses. *Water Environment Research*, **73**, 5. S. 590 - 596

FEHR, G., & SCHÜTTE, H. (1992): Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum. *Korrespondenz Abwasser*, **39**, 6. S. 818 - 830

FELDWISCH, N. (1998): Austragspfad Erosion. In: FREDE & DABBERT (1988), S. 101-106

FELDWISCH, N., FREDE, H.-G., & HECKER., F. (1998): Erosionsgefahr durch Wasser. In: FREDE, H.-G., DABBERT, S. (Hrsg): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. ecomed, Landberg, S. 22-39

FLAIG, H. & MOHR, H. (1996): Der überlastete Stickstoffkreislauf. Strategien einer Korrektur. Nova Acta Leopoldina, Nr.289, Bd.70

FREDE, H.-G. & S. DABBERT (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Ecomed, Landsberg.

FRIELINGHAUS, M. (1998): Bodenschutzprobleme in Ostdeutschland. In: RICHTER, G. (Hrsg.): Bodenerosion. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft. S. 204 - 221

FUCHS, S. (1997): Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer - Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band 79. München: Oldenbourg

FUCHS, S., & HAHN, H.H. (Hrsg.) (1999): Schadstoffe im Regenabfluss IV. Abschlusspräsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band 96. München: Oldenbourg

FUCHS, S., & LUCAS, S. (2001): Quantifizierung der saisonalen und naturräumlichen Bedeutung von Fremdwasserzuflüssen in Mischsystemen. Endbericht. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Projekt im Auftrag der LfU Baden-Württemberg, Karlsruhe. (unveröffentlicht)

FUCHS, S., OLTMANN, A., & SCHERER, U. (2003): Quantifizierung von Schwermetalleinträgen in die Fließgewässer des Landes Baden-Württemberg. Projekt des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz von Baden-Württemberg, Abteilung Wasser und Altlasten. Projektstudie 20013689/41

FUCHS, S., SCHERER, U., HILLENBRAND, T., MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F., BEHRENDT, H., & OPITZ, D. (2002): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. Texte 54/02. Berlin: Umweltbundesamt

GAMER, W. & ZEDDIES, J. (2001): Bilanzen von potentiell umweltbelasteten Nährstoffen (N,P,K und S) der Landwirtschaft in Baden-Württemberg. Forschungsauftrag des Ministeriums Ländlicher Raum, Baden-Württemberg.

GEBEL, M., & GRUNEWALD, K. (2001): Stoffbilanz - Programmerläuterung. Institut für Geographie - Lehrstuhl Landschaftslehre/Geoökologie, TU Dresden.

GEBEL, M., KILLISCH, W., KRAMER, M. & MÜLLER, B. (Hrsg.) (2000): Entwicklung und Anwendung des Modells N-BILANZ zur Quantifizierung von Stickstoffeinträgen in mesoskalige Flußeinzugsgebiete

GEBEL, M., MANNSFELD, K. & GRUNDWALD, K. (1998): Mesoskalige Modellierung von N-Einträgen in Gewässersysteme in Sachsen – Anforderungen an Datengrundlage, Aussageschärfe und Umsetzbarkeit. Leipziger Geowissenschaften, Leipzig, 11: 25-31

GEIGER, W., & NAFO, I. (2002): Entwicklung einer einfachen Methode zur Ermittlung der Stoffeinträge in Fliessgewässer aus Regen- und Mischwassereinleitungen zur Umsetzung der Bestandsaufhahme und Erfüllung von Anhang VII der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schlussbericht zum Projekt des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfahlen (Förderkennzeichen IV-9-042 241). Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Universität Essen.

GERLINGER, K. (1996): PEPP – Benutzerhandbuch. Institut für Wasserbau und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe

GERLINGER, K. (1997): Erosionsprozesse auf Lößböden: Experimente und Modellierung. Mitteilungen des Institutes für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe (TH), Heft 194

GEROLD, G., REUM, R., & WAGNER, S. (1992): Flächenhafte Erfassung der Bodenparameter, Bodendifferenzierung und Bodenerosion. In: PLATE (1992). S. 157 - 202

GEYER, O.F. & GEWINNER, M.P. (1991): Geologie von Baden-Württemberg. E.Schweizerbart`sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 4.Auflage. Zitiert nach BUTTSCHARDT (1994)

GKW (2000): Abwasserzweckverband Oberer Kraichbach - Überarbeitung Konzeption Regenwasserbehandlung, Erläuterungsbericht. GKW Ingenieure, Ingenieurbüro für Wasserwirtschaft, Umwelttechnik und Infrastruktur GmbH, Mannheim

GOLUBEV, G.N. (1982): Soil erosion and agriculture in the world: an assessment and hydrological implications. Int. Assoc. Hydrol. Sci., Publ. 137, S. 261 - 268. Zitiert nach: WALLING (1982)

GONG, S., & XIONG, G. (1980): The origin and transport of sediment of the yellow river. In: Proceedings of the International Symposium on River Sedimentation. Chinese Society of Hydraulic Engineering, Beijing, März 1980, Guanghua Press, Beijing, S. 43 – 52. Zitiert nach: WALLING (1996)

GREEN, W.H., & AMPT, G.A. (1911): Studies of soil physics 1. The flow of air and water through soils. Journal of Agricultural Science. Nr. 4. S 1-24

GROTTKER, M. (1991): Möglichkeiten der Regenwasserbehandlung. *KA*, **38**. S. 905 - 915

GRUNEWALD, K. (1999): Erfassung, Abbildung und Reichweite von Schlüsselparametern bei der Quantifizierung partikelgebundener Phosphorverlagerungen. Leipziger Geowissenschaften, Band 11. S. 19 - 23

GÜDE, H., ECKENFELS, S., FOCKE, D., MCTAGGART, K., PALMER, A. & WUHRER, C. (1999): Herkunft und Verbleib von Fäkalkeimen in Oberflächengewässern. In: Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 154, S. 19 - 35.

GÜNDRA, H., JÄGER, S., SCHROEDER, M., & DICKAU, R. (1995): Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg. Agrarforschung in Baden-Württemberg, Band 24. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer

HAAN, C.T., BARFIELD, B.J., & HAYES, J.C. (1994): Design Hydrology and Sedimentology for Small Catchments. San Diego: Academic Press

HAHN, H.H., BEUDERT, G. & DÜRETH, S. (1992): Die Verbreitung von Schwermetallen und organischen Spurenstoffen im Untersuchungsgebiet. Erarbeitung chemischer Verfahren zur Beschreibung der Bindungsformen. In : Plate (1992), S. 283 - 332

HAHN, H.H., FUCHS, S., BECHTEL, A., & BUTZ, J. (2001): Stoffstromanalysen für kleine bis mittlere Flussgebiete als Grundlage für die Planung und Umsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen (Vorprojekt). BW-PLUS Vorhaben 20003, Endbericht. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)

HAHN, H.H., FUCHS, S., XANTHOPOULOS, C., BUTZ, J., HOLZ, A., GEFFERS, K., & WIESE, J. (2000): NIEDERSCHLAG - Phase III, Bilanzierung/Hochrechnung. Endbericht BMBF-Verbundprojekt, FKZ: 02-WA 9651/1. (unveröffentlicht)

HALBFAß, S. (2004): Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphorverlagerungen auf der Mesoskala unter besonderer Berücksichtigung der geoökologischen Raumstrukturen. Diss. TU Dresden (in Vorbereitung)

HALBFAß, S., & GRUNEWALD, K. (2004): Möglichkeiten der Abschätzung von erosionsbedingten Stoffeinträgen. Vortrag auf dem Siedlungswasserwirtschaftlichen Seminar im WS 2003/04, 13.02.2004, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe

HAMM, A. (Hrsg.) (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Sankt Augustin: Academia Verlag.

HAMM, A., GLEISBERG, D., HEGEMANN, W., KRAUTH, K.H., METZNER, G., SARFERT, F., & SCHLEYPEN, P. (1991): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer aus „punktförmigen Quellen“. In: HAMM (1991), S. 765 - 799

HÄNßIG, P. (2002): Quantifizierung der durch Straßenabwässer verursachten Emissionen (Nährstoffe und Schwermetalle) in Oberflächengewässer. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)

HARTENSTEIN, D. (2001): Emissionsschätzung der dezentralen Abwasserentsorgung für Nährstoffe und Schwermetalle. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)

HARTENSTEIN, D. (2004): Hartenstein, Referendar im Fachbereich Wasser des Lands Baden-Württemberg, mündliche Mitteilung über eigene Erfahrungen und Erfahrungen Dritter zu (i) Wirkungsgraden von Pflanzenkläranlagen und Tropfkörpern als Kleinkläranlagen und (ii) Wirkungsgraden von Mehrkammerabsetzgruben bezüglich partikulärer Substanzen

HASSLER, D. (Hrsg.), HASSLER, M. & GLASER, K.H. (1995): Wässerwiesen. Geschichte, Technik und Ökologie der bewässerten Wiesen, Bäche und Gräben in Kraichgau, Hardt und Bruhrain. Landesanstalt für Umweltschutz. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landespflege in Baden-Württemberg 87, 432 S.

HICKEY, R., SMITH, A., & JANKOWSKI, P. (1994): Slope Length Calculations from a DEM within Arc/Info GRID. *Comput., Environ. and Urban Systems*, **18**, 5. S. 365 - 380

HILLENBRAND, T., TOUSSAINT, D., BÖHM, E., FUCHS, S., & SCHERER, U. (2003): Stoffflüsse und Emissionen der Schwermetalle Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden. Arbeitspapier im Rahmen des Vorhabens Freisetzung von Schwermetallen aus Materialien in die Umwelt (Teilvorhaben 2). (unveröffentlicht)

HOHEISEL, K. (2000): Erfahrungen einer Behörde bei der Überwachung von Kleinkläranlagen mit biologischer Stufe. *Korrespondenz Abwasser*, **47**, 10. S. 1506 - 1513

HONISCH, M. (1996): Abhängigkeit des Wasser- und Stoffhaushalts einer Lößlandschaft von Standorten und Bewirtschaftungsintensität. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Nr. 38

HUBER, P. (1996): GIS-gestütze Modellierung des erosionsbedingten Eintragspotentials in Fließgewässer am Beispiel der Erpe. Diplomarbeit am Institut für Physische Geographie der Freien Universität Berlin (unveröffentlicht).

HUSMANN, M. (1996): Inhomogener Sickerwassertransport in der ungesättigten Zone des Weiherbach-Gebietes. Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe, 43. Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe

HUWE, B. (1992): Deterministische und stochastische Ansätze zur Modellierung des Stickstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Flächen auf unterschiedlichem Skalenniveau. Mitteilungen des Institutes für Wasserbau der Universität Stuttgart, 77.

ICHIM, I., & RADOANE, M. (1987): A multivariate statistical analysis of sediment yield and prediction in Romania. *Catena Suppl*., **10**. S. 137 - 146. Zitiert nach: WERNER et al. (1991)

IHWB (1998): Dokumentation des Schmutzfrachtsimulationsmodells SMUSI. Version 4.0, 2. Auflage. Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TU Darmstadt.

INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) (1997): Vergleich von Schätzmethoden für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Messprogrammes 1995. Bundesanstalt für Gewässerkunde, BfG-1078

INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) (1999): Rhein, Bestandsaufnahme der Einträge prioritärer Stoffe 1996. Koblenz.

ISERMANN, K. & STURM, H. (1990): Stickstoff- und Phsophor-Bilanzierung der Landwirtschaft im Vergleich westeuropäischer Länder. VDLUFA Schriftenreihe, Kongressband 1990,32, 229-235

ITWH (2002): Kontinuierliche Simulation zur Bemessung von Speicherbauwerken in urbanen Entwässerungssystemen. KOSIM 6.3, Anwenderhandbuch. Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH, Hannover.

JENSON, S.K. (1991): Application of Hydrologic Information Automatically extracted from Digital Elevation Models. *Hydrologic Processes*, **5**, 1. S. 31 - 44

JUNG, L. (1956): Abfluss- und Abtragsmessungen auf den Erosionsversuchsfeldern Albacher Hof (I), Erndtebrück (II) und Marburg (III). In: Kuron, H., Jung, L., & Schreiber, H.: Messungen von oberflächlichem Abfluss und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden Deutschlands. Schriftenreihe des Kuratoriums für Kulturbauwesen, Heft 5. Hamburg: Verl. Wasser u. Boden. S. 25 - 68

JUNG, L., BRECHTEL, R. (1980): Messungen von Oberflaechenabfluss und Bodenabtrag auf verschiedenen Boeden der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau, Heft 48. Hamburg : Parey

KERN, R. (2003): Kern, ALLB Bruchsal, persönliche Mitteilungen über (i) den geschätzten Anteil der einzelnen Kulturarten auf Ackerflächen, der in Mulchsaat angebaut wird, (ii) die geschätzte Verteilung der verschiedenen Anbauverfahren im Weinbau im Testgebiet, (iii) zum Streifenanbau bzw. dem Anlegen von Getreidestreifen im Testgebiet sowie (iv) die Veränderung der Summe der Ackerflächen im Laufe der Zeit

KHANBILVARDI, R.M., & ROGOWSKI, A.S. (1984): Quantitative evaluation of sediment-delivery-ratios. *Water Resource Bull.*, **20**. S. 865 - 874. Zitiert nach: WERNER et al. (1991)

KLIK, A. (2003): Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitungs auf Oberflächenabfluss, Bodenabtrag sowie auf Nährstoff- und Pestizidausträge. *Österreichiche Wasser- und Abfallwirtschaft*, **55**, 5-6. S. 89 - 96

KNISEL, W. (Hrsg.) (1980): CREAMS: A Field Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion From Agricultural Management Systems. U.S. Department of Agriculture, Conservation Research Report No. 26. Zitiert nach: SCHMIDT (1998)

KNÖLLER, V. (2000): Gis – gestützte Modellierung des erosionsbedingten Bodeneintrags in Fließgewässer. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)

KOLL, H. (1999): Testmodul betriebliche Modellierung. In: DABBERT et al. (1999), S. 88 - 95

KOLLATSCH, D. (1993): Die dezentrale, private Kleinkläranlage als Bestandteil der Abwasser-entsorgung. Vortrag auf dem ATV-Forbildungskurs G/5 „Abwasserbeseitigung im ländlichen Raum“, Fulda, Magdeburg

KOMURA, S. (1984): A method for predicting sediment yields from watersheds. *Natural Disaster Sci.*, **6**. S. 1 - 16. Zitiert nach: WERNER et al. (1991)

KRAUTH, K. & STOTZ, G. (1987): Menge und Beschaffenheit von Straßenoberflächen-abwasser beim Abfluss über bewachsene Seitenstreifen, Mulden und Böschungen. In: Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 509

KRAUTH, K. (1995): Einfluss des Mischwassers auf mechanisch-biologische Kläranlagen. In: XANTHOPOULOS, C., & HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss III. 3. Präsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG (Phase II). Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band 73. München: Oldenbourg. S. 439 - 543

KRETZSCHMAR, R. (1977): Stofftransport in ländlichen Entwässerungsgräben und Vorflutern. In: Landwirtschaftliche Forschung, 30. Zitiert nach: BEHRENDT et al. (1999)

KROHN, H. (2001): Reifenreste im Grundwasser. Wissenschaftsdienst der TU Berlin, **2**, 2. Mai 2001.

KUHNIMHOF, T. (2001): Prozessorientierte Erosionsmodellierung am Beispiel des Weiher-bachgebietes. Vertieferarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)

LAMBERT, B. (2002): Hochwasserschutz durch Landwirtschaft – Projekt Schwaigern -. Verfahrensträger: Stadt Schwaigern.

LAMBERT, B. (2003): Lambert, Fa. Bioplan, persönliche Mitteilung über die Nutzbarkeit der Reichsbodenschätzung zur Ableitung des K-Faktors der ABAG

LAMBERT, B. (2004): Vom Wetter abhängig. Witterungsextrem 2003 beeinfluss die Frühjahrs-Nmin-Werte 2004. Landwirtschaftliches Wochenblatt, 12, BWAGRAR, S.17-18

LAMMEL, J. (1990): Nährstoffausträge durch Vorfluter und Dräne, der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirt-schaftungsintensität, Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 386, 96, 147.

LANDESAMT FÜR GEOLOGIE, ROHSTOFFE UND BERGBAU (1992): Bodenkarte von Baden-Württemberg 1:25.000 mit Erläuterungen und Vektordaten; Blatt 6818, 6819, 6919.

LANDESAMT FÜR GEOLOGIE, ROHSTOFFE UND BERGBAU (1992): Bodenübersichtskarte von Baden-Württemberg 1:350.000, Vektordaten.

LANDESAMT FÜR GEOLOGIE, ROHSTOFFE UND BERGBAU (1993): Bodenübersichtskarte von Baden-Württemberg 1:200.000, Blatt CC7118 Stuttgart-Nord. Karte und Tabellarische Erläuterungen. Freiburg

LANDESAMT FÜR GEOLOGIE, ROHSTOFFE UND BERGBAU BADEN-WÜRTTEMBERG (1998): Geologische Schulkarte von Baden-Württemberg 1:1000 000. 12. Auflage, VI + 142 S., Landesvermessungsamt Baden-Württemberg

LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (LFU) (2001): Grundwasserüberwachungsprogramm, Ergebnisse der Beprobung 2000. Grundwasserschutz 16.

LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2000) Leitfaden zur Abwasserbeseitigung im ländlichen Raum, 2. veränderte Auflage

LANE, L.J., & NEARING, M.A. (1989): USDA - Water erosion prediction project: hillslope profile model documentation. - NSERL Rep. 2 (USDA-ARS National Soil Erosion Laboratory), West Lafayette. Zitiert nach: SCHMIDT (1998)

LANG, R. (1997): Modellierung von Erosion und Nitrataustrag in Agrarlandschaften. Forschungsverbund Agrarökosysteme München - Bericht 19. Aachen: Shaker Verlag

LFU (Hrsg.) (2000): Beschaffenheit der Fließgewässer, Jahresdatenkatalog 1998. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, Bd. 59. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Abteilung 4 - Wasser und Altlasten. CD-ROM + Dokumentation

LFU (Hrsg.) (2003): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch. Rheingebiet, Teil I (Hoch- und Oberrhein) 2000. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe

LINDER, B., & ENTELMANN, I. (2003): Erfahrungen aus Begehungen von Kleinkläranlagen in einem Hamburger Wasserschutzgebiet. In: Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft 41 - 15. Kolloquium und Fortbildungskurs zur Abwasserwirtschaft. GFEU - Gesellschaft zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien an der TU Hamburg-Harburg, Hamburg 2003. S. 28-40

LORENZ, G. (1992): Stickstoffdynamik in Catenen einer erosionsgeprägten Lößlandschaft. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Nr.1, 171

LÖWA, K. (1997): Zur Anwendbarkeit der Universal soil loss equation und der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung im großmaßstäbigen Bereich - dargestellt am Beispiel des Querfurter Raumes -. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät der Martin -Luther-Universität Halle Wittenberg

LUCAS, S. (2003): Auftreten, Ursachen und Auswirkungen hoher Fremdwasserabflüsse - eine zeitliche und räumliche Analyse. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band 115. Karlsruhe : Institutsverlag

MAGETTE, W.C., BRIENSFIELD, R.B., PALMER, R.E., & WOOD, J.D. (1986): Vegetated filter strips for nonpoint source pollution control. American Society of Agricultural Engineers. Paper 86 - 2024. Zitiert nach: WERNER et al. (1991)

MAGETTE, W.C., BRIENSFIELD, R.B., PALMER, R.E., & WOOD, J.D. (1989): Nutrient and Sediment Removal by Vegetated Filter Strips. *Transactions of the ASAE*, **32**, 2. S. 663 - 667

MAILHOT, A., ROUSSEAU, A.N., MASSICOTTE, S., DUPONT, J., & VILLENEUVE, J.-P. (1997): A Watershed-Based System for the Integrated Management of Surface Water Quality: The GIBSI System. *Water Science and Technology*, **36**, 5. S. 381 - 387

MAURER, T. (1997): Physikalisch begründete, zeitkontinuierliche Modellierung des Wassertransports in kleinen ländlichen Einzugsgebieten. Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Band 61. Dissertation, Universität Karlsruhe (TH)

MAYER, R., & FINK, A. (1988): Was bringt ein Gewässerrandstreifenprogramm für den Gewässerschutz? Arbeitsergebnisse 6/1988, Arbeitsgemeinschaft für ländliche Entwicklung, Fachbereich 13: Stadtplanung/Landschaftsplanung, Gesamthochschule Kassel, S. 21-25. Zitiert nach: DVWK (1990)

MCCUEN, R. H., & SNYDER, W. M. (1986): Hydrologic Modeling: Statistical Methods and Applications. Englewood Cliffs, New Jersey, USA. Zitiert nach: SCHMIDT ET AL. (1999)

MEINZINGER, F. (2000): GIS - gestützte Evaluation der Wirksamkeit von Erosionsschutzmaßnahmen. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)

MEIßNER, E. (1991): Abschätzung der mittleren Jahresschmutzfracht aus Mischwasserentlastungen. Wasser Abwasser Abfall, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Universität - Gesamthochschule Kassel. S. 69 - 76

MEIßNER, M. (2003): MEIßNER, EBZI, mündliche Mitteilung über Planungen des EBZI zur Nutzung eines GIS in der Verwaltung der nach MEKA veranlagten Flächen

MENGEL, K. (1991): Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze, 7.Aufl., G.Fischer Verlag Jena

MEYER, L.D. (1971): Soil Erosion by Water on Upland Areas. In: SHEN, H.W. (Hrsg.): River Mechanics - Volume II. Fort Collins, Colorado, U.S.A., S. 27.1 - 27.25

MICHALSKA, A. & PECHER, K.H. (2000): Betriebliche und kostenmäßige Auswirkung des Fremdwassers auf die Kanalisation und die Kläranlage. Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 177. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen.

MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG (UM) (1991a): Verordnung des Umweltministeriums über Schutzbestimmungen in Wasser- und Quellenschutzgebieten und die Gewährung von Ausgleichsmaßnahmen (Schutz- und Ausgleichsverordnung SchALVO),. Gesetzblatt BaWü vom 27.9.1991, 545-574

MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG (UM) (1991b): Gesetz zum Schutz des Bodens (Bodenschutzgesetz) BSchG. Gesetzblatt für BaWü vom 24.6.1991, 434-440

MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR (1997): Verwaltungsvorschrift über die Abwasserbeseitigung im ländlichen Raum vom 17. November 1997. In GABl vom 15.01.1998 Nr. 1

MINISTERIUM LÄNDLICHER RAUM (MLR) (1998): Gülledüngung im Ackerbau. Merkblätter für die umweltgerechte Landbewirtschaftung, Nr.15, 2.Auflage

MINISTERIUM LÄNDLICHER RAUM (MLR) (2000a): FS-NEABI2, Version 1.1, Stand 03/00

MINISTERIUM LÄNDLICHER RAUM (MLR) (2000b): Stickstoffdüngung im Ackerbau. Merkblätter für die umweltgerechte Landbewirtschaftung, Nr.1, 2.Auflage

MOKRY, M. (1999): Austrag von gelöstem Orthophosphat aus Drainagen unterschiedlich hoch mit Phosphor versorgter Ackerflächen. In: 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, 13. und 14. April 1999, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, A-8952 Irdning, S.173-175.

MOORE, I.D., & BURCH, G.J. (1986): Physical Basis of the Length-slope Factor in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Science Society of America Journal*, **50**, 4. S. 1294 - 1298

MOU, J., & MENG, Q. (1980) : Sediment delivery ratio as used in the computation of the watershed sediment yield. Chinese Society of Hydraulic Engineering, Beijing. Zitiert nach: WALLING (1983)

MÖVIUS, R. (1999): Modul zur Überagung aggregierter Daten in räumlich konkrete Daten. In: DABBERT et al. (1999), S. 112 - 125

MURPHREE, C.E., & MUTCHLER, C.K. (1981): Verification of the slope factor in the Universal Soil Loss Equation for low slopes. Journal of Soil and Water Conservation, **36**, S. 300-302

NADLER, A., & MEIßNER, E. (2001): Ergebnisse einer Versuchsanlage zur Versickerung des Niederschlagswassers von Straßen. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, **48**, 5. S. 624 - 638

NEARING, M.A. (1997): A Single Continuous Function for Slope Steepness Influence on Soil Loss. *Soil Science Society of America Journal*, **61**, 5-6. S. 917 - 919

NEITZEL, V., & ISKE, U. (1997): Abwasser, Technik und Kontrolle, 1. Auflage, Wiley-VCH-Verlag, Weinheim

NOLTE, C., & WERNER, W. (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum 19, Frankfurt (Main)

ONSTAD, C.A., LARSON, C.L., HERMSMEIER, L.F., & YOUNG, R.A. (1967): A method for computing soil movement throughout a field. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, **10**, 6. S. 742 - 745. Zitiert nach: YOUNG & MUTCHLER (1969)

OSTERKAMP, W.T., & TOY, T.J. (1997): Geomorphic consideration for erosion prediction. *Environmental Geology*, **29**, 3-4. S. 153 - 157. Zitiert nach: RODE et al. (2002)

OTTO, U. (1996): Bau und Betrieb von Kleinkläranlagen, ATV-Bundestagung, Leipzig, Tagungsband Nr. 4, S 231- 253

OTTO, U. (2000): Entwicklungen beim Einsatz von Kleinkläranlagen, GWA, Band 175, Aachen

OTTO, U., & DEFRAIN, M. (1996): Neue und angepaßte Techniken unter ökonomischen Zwängen, 29. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 1996. *Korrespondenz Abwasser* , **43**, 6.

PFEIFER, R. (1998): Schmutzstoffrückhalt durch chemisch-physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band 92. Oldenbourg, München.

PFÜTZNER, B., SCHANZE, J., & PAGENKOPF, W.-G. (2001): Lokalisiserung, Bemessung und Wirkungsabschätzung von dezentralen Stoffrückhalteräumen im Einzugsgebiet der Mansfelder Seen. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, **45**, 1. S. 8 - 14

PLATE, E. (1996): Weiherbachprojekt: Zwischenbericht 1996. BMBF-Verbundvorhaben "Prognosemodell für die Gewässerbelastung durch Stofftransport aus kleinen Einzugsgebieten". Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft (IHW), Universität Karlsruhe, unveröffentlicht

PLATE, E. (Hrsg.) (1992): Weiherbach-Projekt „Prognosemodell für die Gewässerbelastung durch Stofftransport aus einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet“. Schlussbericht zur 1. Phase des BMFT-Verbundprojektes, Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Heft 41.

PLUM, H. (1988), Amt für Agrarordnung, Euskirchen, pers. Mittteilung. Zitiert nach: WERNER et al (1991)

PRASUHN, V., & BRAUN, M. (1994): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Schriftenreihe der FAC Liebefeld, Nummer 17. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld-Bern.

PROCHASKA (2003): Prochaska, Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Abteilung Geodäsie, mündliche Mitteilung über den Bearbeitungsstand des neuen, landesweiten DHMs

QUINN, P., BEVEN, K., CHEVALLIER, P., & PLANCHON, O. (1991): The Preciction of Hillslope Flow Paths for Distributed Hydrological Modelling using Digital Terrain Models. *Hydrologic Processes*, **5**, 1. S. 59 – 79

QUIST, D. (1984): Zur Bodenerosion im Zuckerrübennanbau des Kraichgaus. Dissertation, Universität Hohenheim. Zitiert nach SOMMER (1999)

RENARD, K.G., FOSTER, G.R., WEESIES, G.A., & PORTER, J.P. (1991): RUSLE: Revised Universal Soil Loss Equation. *J. Soil and Water Conservation*, **46**, 1, S. 30-33. Zitiert nach: MAILHOT et al. (1997)

RENARD, K.G., FOSTER, G.R., WEESIES, G.A., MCCOOL, D.K., & YODER, D.C. (1997): Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). U.S. Dep. Agric., Agric. Handbook No. 703

RENFRO, G.W. (1972): Use of Erosion Equations and Sediment Delivery Ratios for Predicting Sediment Yield. In: Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture: Present and prospective Technology for predicting sediment yields and sources. Proceedings of the Sediment Yield Workshop, USDA Sedimentation Laboratory, Oxford, Miss., 28.-30.11.1972. S. 33 - 45

RENGER, M. & STREBEL, O. (1980): Jährliche Grundwasserneublidung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften. Wasser und Boden 32, 362-366.

RENGER, M., WESSOLEK, G., KÖNIG, F., SWARTJES, C., FAHRENHORST, G. & KASCHANIAN, B. (1990): Modelle zur Ermittlung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung. – Endbericht zum BMFT-Projekt 03 74 34 3, Bonn.

RETTINGER, S. (1992): Wasser- und Stoffdynamik bei der Abwasserperkolation. Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, TU München.

RICHTER, G. (Hrsg.) (1998): Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft

RITZ, D. (1996): Bodennutzungserhebung sowie pflanzen- und ackerbauliche Untersuchungen zur Bilanzierung landwirtschaftlich relevanter Stoffe im Untersuchungsgebiet. Abschlussbericht des Teilprojektes 10b im Rahmen des Weiherbachprojektes. Staatliche landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Augustenberg, Karlsruhe

RÖDDER, A., & GEIGER, W. (1996): Berechnungsgrundlagen für Schmutzfrachtberechnungen zur regionalen Darstellung des Stoffaustrags aus Kanalisationen. In: Beichert, J. (Ed.). Stoffaustrag aus Kanalisationen. VCH, Weinheim, pp. 294 - 307

RODE, M., OLLESCH, G., & MEIßNER, R. (2002): Ermittlung von landwirtschaftlichen Phosphoreinträgen in Fließgewässer durch Oberflächenabfluss. *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* , **49**, 6. S. 837 - 843

ROGLER, H., & SCHWERTMANN, U. (1981): Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte Bayerns. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung, 22, S. 99 - 112

RUF, J. (2003): Ruf, LfU, Überlassung der verknüpfungsfreien Quelldateien (Tabellenkalkulation) des von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg modifizierten, auf Baden-Württemberg übertragenen Modells MONERIS (BEHRENDT et al., 2001)

SCHÄFER, A. (1995): Beregnungsversuche zur Untersuchung der Erosionsanfälligkeit der Böden im Einzugsgebiet Örvényes/Balaton. Diplomarbeit am Institut für Angewandte Physische Geographie. Universität Trier (unveröffentlicht)

SCHAUB, D., & PRASUHN, V. (1993): The role of test plot measurements in a long-term soil erosion research project in Switzerland. In: Wicherek, S. (Hrsg.): Farm land erosion: In temperate plains environment and hills. Proceedings of the International Symposium on Farm Land Erosion, Paris, Saint-Cloud, France, 25-29. May 1992. Amsterdam: Elsevier. S. 111 - 123

SCHEFFER, B. (2003): Bodenfruchtbarkeit und Gewässerschutz. *Wasserwirtschaft*, **93**, 12. S. 28 - 32

SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Auflage, Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag

SCHEFFER, F., & SCHACHTSCHABEL, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage. Stuttgart: Enke Verlag

SCHEIDIG, A. (1934): Der Löss und seine geotechnischen Eigenschaften. Dresden, Leipzig. Zitiert nach EITEL (1989).

SCHERER, U. (2003): Scherer, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Überlassung von Messdaten von Phosphor-Oberbodengehalten aus dem Weiherbach-Gebiet

SCHMIDT, J. (1991): A mathematical model to simulate rainfall erosion. In: BORK, H.-R., DE PLOEY, J., & SCHICK, A.P. (Hrsg.): Erosion, Transport and deposition processes - theorie an dmodels. Catena, Suppl.-Bd. 19. S. 101 - 109. Zitiert nach: SCHMIDT (1998)

SCHMIDT, J. (1998): Modellbildung und Prognose zur Wassererosion. In: Richter, G. (1998): Bodenerosion. Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft. S. 137 - 151

SCHMIDT, J., VON WERNER, M., & MICHAEL, A. (1999): Erosion 2D - Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Band I: Modellgrundlagen - Bedienungsanleitung. Freistaat Sachsen, Landesanstalt für Landwirtschaft, Landesamt für Umwelt und Geologie.

SCHMITT, T., & ILLGEN, M. (2001): Abflussbeiwerte in der Bemessung und Abflusssimulation von Entwässerungsanlagen. *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, **48**, 12. S. 1720 - 1728

SCHMITZ, L. (2004): Analyse der Depositionsprozesse von erodiertem Bodenmaterial in einem landwirtschaftlichen Einzugsgebiet zur Abschätzung des Sedimenteintrags in die Gewässer. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)

SCHOTTMÜLLER, H. (1961): Der Löß als gestaltender Faktor in der Kulturlandschaft des Kraichgaus. Forschungen zur deutschen Landeskunde, Band 130. Trier: Zentralausschuss für Dt. Landeskunde. Zitiert nach: BUTTSCHARDT (1994)

SCHOTTMÜLLER, H. (1961): Der Löß als gestaltender Faktor in der Kulturlandschaft des Kraichgaus. Forschungen zur deutschen Landeskunde, Band 130. Trier: Zentralausschuss für Dt. Landeskunde. Zitiert nach: BUTTSCHARDT (1994)

SCHRAMM, M. (1994): Ein Erosionsmodell mit räumlich und zeitlich veränderlicher Rillenmorphologie. Mitteilungen / Institut für Wasserbau und Kulturtechnik, Versuchsanstalt für Wasserbau „Theodor-Rehbock-Laboratorium“, Universität Karlsruhe. Heft 190

SCHULTE, A. (1995): Hochwasserabfluss, Sedimenttransport und Gerinnebettgestaltung an der Elsenz im Kraichgau. Heidelberger Geographische Arbeiten, Heft 98. Selbstverlag des Geographischen Instituts der Universität Heidelberg.

SCHULZ, W., NIEMANN, J., KLEBER-LERCHBAUMER, U., & KABALLO, H.P. (1992): Wirksamkeit von Regenbecken in Mischsystemen zur Beeinflussung des Transportes von anthropogenen Schadstoffen. Niederschlagsbedingte Schmutzbelastung der Gewässer aus städtischen befestigten Flächen, Universitärres Verbundprojekt des Bundesministers für Forschung und Technologie. Teilprojekt 5. Lehrstuhl für Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Universität München.

SCHÜTTE, H. (1999): Betriebserfahrungen mit Kleinkläranlagen. *Korrespondenz Abwasser*, **47**, 10. S. 1499 – 1505

SCHWEIGER, P. (1973): Einfluss von Witterung, Bodeneigenschaften und pflanzenbaulichen Maßnahmen auf Wasserversickerung und Mineralstoffauswaschung im Weihenstephaner Lysimeter. Dissertation, Universität München

SCHWEIGERT, P. (2002): Abschätzung der Nitratauswaschung in Wasserschutzgebieten durch Analyse von Nmin-Daten. Wasser und Boden 54/4, S.33-36

SCHWERTMANN, U., VOGL, W., & KAINZ, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser. Stuttgart: Ulmer.

SHAO, W. (2002): Beurteilung der Regenwasserbehandlung des Kanalnetzes der Stadt Kraichtal mittels verschiedener statischer Verfahren. Vertieferarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (unveröffentlicht)

SLA (2004): Regionaldaten der Internetseiten des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg. 15.03.2004. http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de/

SOMMER, M. (1999): Bodenkundliche Grundlagen. In: DABBERT et al. (1999), S. 30 - 33

SOMMER, M., & MURSCHEL, B. (1999): Erosion und Nährstoffabtrag. In: DABBERT et al. (1999), S. 68 - 78

STALA (1998): Abwasserbeseitigung 1996. Statistisches Landesamt (STALA), Baden-Württemberg, Stuttgart.

STATISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (SLA) (1999): Struktur- und Regionaldatenbank des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg unter: http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de/SRDB/

STATISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (SLA) (2000): Landwirtschaftszählung 1999/ Betriebsgrößenstruktur, Bodennutzung, Viehhaltung, sozialökonomische Betriebstypen, Betriebssystematik, Arbeitskräfte, Hofnachfolge und Besitzverhältnisse. Gemeindestatistik 2000. Band 560, Heft 3.

STATISTISCHES BUNDESAMT (2003): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2001. Umwelt - Fachserie 19. Reihe 2.1. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden

STÖLTING, B. (2002): Abschlussbericht über die Mischwasserbehandlung in NRW. Abschätzung der von Regenentlastungsanlagen ausgehenden Gewässerbelastung - Teil 2 - . Projekt im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfahlen. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen.

STÜRMER, H., BECKER, U., & SCHWERTMANN, U. (1982): Ertragsbildung bei Mais auf erodierten Hängen. Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau, **151**. S. 315 - 321. Zitiert nach: AUERSWALD & SCHMIDT (1986)

SWOBODA, F.D. (1999): Aquifersysteme im Gipskeuper und Schilfsandstein am südwestlichen Stromberg, untersucht beim Bau des Freudensteintunnels (DB-Neubaustrecke Mannheim-Stuttgart, Baden-Württemberg). Schriftenreihe Angewandte Geologie Karlsruhe 58. Lehrstuhl für Angewandte Geologie der Universität Karlsruhe

THORNE, C.R., & ZEVENBERGEN, L.W. (1990): Prediction of ephemeral gully erosion oncropland in the south -eastern United States. In: BOARDMAN, J., FORSTER, I.D.L., & DEARING, J.A. (Hrsg.): Soil erosion on agricultural land. Chichester. S. 447 - 460. Zitiert nach: BARSCH et al. (1998)

TIMMERMANN, F. (1980): Einfluss der Bodenbewirtschaftung auf den Nährstoffaustrag in Gewässer. Landw. Forsch., Sonderheft 37, Kongressband 1980: 87-104

TRIMBLE, S.W. (1981): Changes in Sediment Storage in Coon Creek Basin. *Science*, **214**, 9. S. 181 - 183

TURYABAHIKA, F.R. (1999): Regionalisierung der Stickstoffmineralisierung – dargestellt am Beispiel einer Lößlandschaft des Kraichgaus unter besonderer Berücksichtigung der Abhängigkeit von der Bewirtschaftung. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Nr. 53

UFT (1998): Identifikation und Aktivierung von Leistungsreserven im System Abwasserkanal, Regenwasserbehandlung und Kläranlage. Forschungsprojekt im Auftrag des Landes Baden-Württemberg. Bad Mergentheim: Umwelt- und Fluid-Technik Dr. H. Brombach GmbH. Schlussbericht. (unveröffentlicht)

UMWELTBUNDESAMT (UBA) (1994) (Hrsg.): Projektgruppe „Nährstoffeinträge in die Nordsee“: Stoffliche Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen zur Verringerung. Umweltbundesamt Berlin.

VOLK, M., STEINHARDT, U., GRÄNITZ, S., & PETRY, D. (2001): Probleme und Möglichkeiten der mesoskaligen Abschätzung des Bodenabtrages mit einer Variante der ABAG. *Wasser und Boden*, **53**, 12. S. 24 - 30

VON WERNER, M. (1995): GIS-orientierte Methoden der digitalen Reliefanalyse zur Modellierung von Bodenerosion in kleinen Einzugsgebieten. Dissertation am Fachbereich Geowissenschaften der Freien Universität Berlin.

WAGNER, G., & BÜHRER, H. (1989): Die Belastung des Bodensees mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen, organisch gebundenem Kohlenstoff und Borat im Abflussjahr 1985, 86. Bericht / Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Nr. 40. Reichenau: Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee

WAGNER, S. (1991): Bodendifferenzierung in einer landwirtschaftlich genutzten Region des Kraichgaus. Geoökodynamik, 12: 207-236. Zitiert nach HUSMANN (1996).

WALLING, D.E. (1983): The Sediment Delivery Problem. *Journal of Hydrology*, **65**. S. 209 - 237

WALLING, D.E. (1990): Linking the Field to the River: Sediment Delivery from Agricultural Land. In: BOARDMAN, H., FOSTER, I.D.L., & DEARING, J.A. (Hrsg.): Soil Erosion on Agricultural Land. Chichester, John Wiley and Sons. S. 129 - 152. Zitiert nach: WALLING (1996)

WALLING, D.E. (1996): Suspended sediment transport by rivers: a geomorphological nd hydrological perspective. In: KAUSCH, H., & MICHAELIS, W. (Hrsg.): Suspended Particulate Matter in Rivers and Estuaries. Advances in Limnology, 47. proceedings of an international symposium held at Reinbek near Hamburg, Germany. Stuttgart: Schweizerbart. S. 1 – 27

WENDLAND, F. (1992): Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften der „alten“ Bundesländer (BRD). Berichte aus der Ökologischen Forschung, Band 8. Forschungszentrum Jülich

WERNER, W., & WODSAK, H.-P. (Hrsg.) (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. agrarspectrum, Band 22. Frankfurt (Main):DLG-Verlag; München: BLV-Verl.-Ges.

WERNER, W., OLFS, H.-W., AUERSWALD, K., & ISERMANN, K. (1991): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über „diffuse Quellen". In: HAMM (1991), S. 665 - 764

WIESER, T. (1992): Das Digitale Geländemodell 'Polygrid' und seine Anwendungsmöglichkeiten bei Flächenstillegungs- und Extensivierungsprogrammen für den Raum Querfurt. Dissertation. Fakultät für Naturwissenschaften, Martin-Luther-Universität Halle Wittenberg.

WILCKE, W. & DÖHLER, H. (1995): Schwermetalle in der Landwirtschaft. KTBL-Arbeitspapier, 217, 98 S.

WILLIAMS, J.R. (1975): Sediment routing from agricultural areas. Water Resources Bulletin, **11**. S. 965 - 974. Zitiert nach: WALLING (1983)

WISCHMEIER, W.H. (1975): Esimating potential erosion. In: STEWART, B.A., WOOLHISER, D.A., WISCHMEIER, W.H., CARO, J.H., & FRERE, M.H. (Hrsg.): Control of water pollution from cropland I: A manual for guideline development. USDA-EPA. S. 7 – 21. Zitiert nach: AUERSWALD (1992)

WISCHMEIER, W.H. (1976): Use and misuse of the universal soil loss equation. *Journal of soil and water conservation*, **31**, 1, S. 5 - 9

WISCHMEIER, W.H., & SMITH, D.D. (1965): Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: Guide for selection of practices for soil and water conservation. U.S. Dep. Agric., Agric. Handbook No. 282

WISCHMEIER, W.H., & SMITH, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. U.S. Dep. Agric., Agric. Handbook No. 537

XANTHOPOULOS, C. (1990): Methode für die Entwicklung von Modellregenspektren für die Schmutzfrachtberechnung. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band 57. München: Oldenbourg

XANTHOPOULOS, C. (1996): Möglichkeiten und Grenzen von Maßnahmen in Einzugsgebieten. In: HAHN, H.H., & TRAUTH, R.: Wechselwirkung zwischen Einzugsgebiet und Kläranlage. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe. Band 78. München: Oldenbourg. S. 3 - 23

YALIN, M.S. (1977): Mechanics of Sediment Transport. 2nd Edition. Oxford

YILMAZ, G., KANDELER, E., KAUPENJOHANN, M. & STAHR, K. (Hrsg.) (1998): Prognose und Regionalisierung des Stickstoffhaushaltes von Pararendzinen der Lößlandschaft des Kraichgaus. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Nr.46

YOUNG, R.A., ONSTAD, C.A., BOSCH, D.D., & ANDERSON, W.P. (1987): AGNPS, Agricultural Non-Point-Source Pollution Model. A Watershed Analysis Tool. U.S. Department of Agriculture, Conservation Research Report 35, zitiert in: RODE, M. (1995): Quantifizierung der Phosphorbelastung von Fließgewässern durch landwirtschaftliche Flächennutzung, Boden und Landschaft, Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Band 1, Justus-Liebig-Universität, Gießen

Young, R.A., & Mutchler, C.K. (1969): Effect of Slope Shape on Erosion and Runoff. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, **12**, 2. S. 231 - 233, 239

ZHANG, W., & MONTGOMERY, D.R. (1994): Digital elevation model grid size, landscape representation and hydrologic simulations. *Water resources research*, **30**, 4. S. 1019 - 1028

10 Anhang

10.1 Ermittlung der Faktoren der dABAG

10.1.1 R-Faktor

Der R-Faktor beschreibt den Einfluss des Niederschlags auf die Bodenerosion. Dieser wird einerseits durch die Energie des Regentropfens, der Bodenaggregate zerschlägt, und andererseits durch das oberflächlich abfließende Wasser, das losgeschlagenes Bodenmaterial hangabwärts transportiert, definiert. Quantifiziert werden diese Eigenschaften über das Produkt aus aufsummierter Flächendichte der kinetischen Energie eines erosiven Niederschlags und seiner maximalen 30-Minuten-Intensität (SCHWERTMANN et al., 1987). Seine Einheit ist kJ $\cdot$ m^{-2} $\cdot$ mm $\cdot$ h^{-1}.

Da zur Berechnung des R-Faktors einerseits hochaufgelöste Regenreihen einer Zeitspanne von mindestens 22 Jahren benötigt werden, die in der Regel nicht vorliegen, und der R-Faktor andererseits nur einen kleinen Wertebereich umfasst und von allen Faktoren die geringste räumliche Variation aufweist (AUERSWALD & SCHMIDT, 1986), wird er in der Regel aus Regressionsbeziehungen zu langjährigen Niederschlagssummen hergeleitet. SCHWERTMANN et al. (1987) nennen die von ROGLER & SCHWERTMANN 1981 veröffentlichte Korrelation, die auch GÜNDRA et al. (1995) in der Erstellung des „Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg" nutzen.

Die Ergebnisse von GÜNDRA et al. (1995) wurden im Internet grafisch und als Daten im Austauschformat veröffentlicht, so dass der R-Faktor für ganz Baden-Württemberg digital vorlag. Solange keine spezifischeren Daten vorliegen, wird vorgeschlagen, den R-Faktor dem Bodenerosionsatlas auch für kleinräumige Berechnungen zu entnehmen. Für den Kraichgau liegt jedoch eine regionale Auswertung des R-Faktors von SOMMER & MURSCHEL (1999) vor. Ihre quadratische Anpassungsfunktion lautet

$$\text{R-Faktor} = 154 - 0{,}374 \cdot N_a + 3{,}91 \cdot 10^{-4} \cdot N_a^2 \qquad \text{(Gleichung 10-1)}$$

mit: N_a = Jahresniederschlag [mm]

und wurde für die Ermittlung des R-Faktors im Projekt genutzt. Die mit Gleichung 10-1 berechneten R-Faktoren sind um 50 - 60 % größer als die über die Regressionsfunktion von ROGLER & SCHWERTMANN (1981) berechneten. SOMMER & MURSCHEL (1999) führen dies auf das spezifische Regionalklima im Kraichgau zurück, in dem es zu einer verstärkten Ausbildung von Gewitterzellen mit Starkregen kommt, die als besonders erosiv einzustufen sind. Auch GEROLD et al. (1992) weisen auf diese klimatische Besonderheit und ihre Bedeutung für die Erosionsmodellierung hin. VOLK et al. (2001) betonen generell als Fazit ihrer Untersuchungen zur Berechnung der ABAG-Faktoren mittels verschiedener Verfahren die Bedeutung naturräumlich angepasster Algorithmen. Die Differenz zwischen den beiden Rechenergebnissen erscheint damit plausibel und die Wahl der regional angepassten Funktion fachlich fundiert.

Als Jahresniederschlag für die Berechnung nach Gleichung 10-1 wurde das arithmetische Mittel der von der LfU für das Projektgebiet angegebenen Gebietsniederschläge der Jahre 1961 bis 2000 genutzt. Mit diesem Wert von 790 mm, der innerhalb des von SOMMER & MURSCHEL (1999) angegebenen Bereichs liegt, wird ein R-Faktor von 103 kJ $\cdot$ m^{-2} $\cdot$ mm $\cdot$ h^{-1} ermittelt. Die Übernahme dieses Wertes für das gesamte Testgebiet erscheint aus den oben erwähnten Gründen und angesichts der vorhandenen Datengrundlage angemessen.

Analysen bezüglich der Nutzung generierter Regenreihen (NiedSim-Programm der LfU Baden-Württemberg), die eine flächenhafte und zugleich räumlich differenzierte Ermittlung

des R-Faktors ermöglichen würde, werden in Kapitel 7.3 (Berechnung des R-Faktors mit NiedSim-Daten) vorgestellt.

10.1.2 K-Faktor

Der K-Faktor, als zweiter dimensionsbehafteter Parameter der ABAG-Gleichung, gibt den jährlichen Abtrag eines Bodens pro R-Faktor-Einheit auf der Standardmessparzelle (s.o.) an. Seine Dimension ist damit (t/ha)/((kJ/m²)·(mm/h)), bzw. - kürzer - t·h/(ha·N). Er spiegelt die Erosionsgefährdung des Bodens wider. Soll er berechnet werden, so kann er mit den folgenden fünf Eigenschaften ausreichend gut quantifiziert werden (SCHWERTMANN et al., 1987): Gehalt an der Korngröße 0,002 bis 0,1 mm, Gehalt an der Korngröße > 0,1 mm, Gehalt an organischer Substanz, Aggregatklasse und Durchlässigkeitsklasse.

Da diese Eingangsparameter jedoch nicht in der dafür notwendigen Genauigkeit vorlagen, wurde der K-Faktor aus Bodenkarten abgeleitet bzw. übernommen. Dies führt sicher bezogen auf den Einzelschlag zu Fehlern. Bei einer flächenhaften Berechnung des Bodenabtrags besteht hierzu jedoch keine Alternative, zudem ist die hier gewählte Vorgehensweise für den Bereich größerer Gebiete geeignet (SCHWERTMANN et al., 1987).

Die wesentliche Grundlage bei der Herleitung des K-Faktors war die digitale Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200) des Landesamts für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg (LGRB). Dieses Kartenwerk liegt in sechs Teilen, flächendeckend für Baden-Württemberg vor. Mit der Karte wird ein Umsetzschlüssel geliefert, der es ermöglicht, den Kartiereinheiten der BÜK 200 automatisiert Elemente der landesweiten Rahmenlegende der Bodenübersichtskarte 1:350.000 (BÜK 350) zuzuweisen, in welcher u.a. für einen Teil der Flächen Angaben zur Größenordnung des K-Faktors vorhanden sind, siehe Tabelle 10-1.

SOMMER (1999) hat für einen ähnlichen Zweck die BK 25 ausführlich mit der BÜK 200 verglichen und kommt zu dem Schluss, dass „die Erosionsanfälligkeit der Böden (K-Faktor) durch die BÜK 200 tendenziell unterschätzt [wird]“, was er auf eine zu geringe Ausweisung von (stark erosionsanfälligen) Pararendzinen aus Löß zurückführt. Insgesamt jedoch „kann hinsichtlich des K-Faktors im Mittel von einer guten Übereinstimmung beider Kartenwerke ausgegangen werden“. Die Herleitung der eigentlichen K-Faktor Werte wird von SOMMER & MURSCHEL (1999) als teilweise fehlerbehaftet beurteilt, weswegen sie in ihrem Projekt den K-Faktor für Pararendzinen und Parabraunerden aus Löß über eigene Berechnungen herleiteten. Auch die Arbeit von SCHÄFER (1995) legt ein kritisches Überdenken der Algorithmen zur Bestimmung des K-Faktors nahe: Seine in aufwändigen Beregnungsversuchen experimentell bestimmten K-Faktoren wurden durch die üblichen Verfahren zur Bestimmung dieses Faktors aus Bodeneigenschaften deutlich, z.T. bis zum Dreifachen überschätzt. LÖWA (1997) hingegen zitiert mehrere Autoren, die „von einer guten Übereinstimmung der gemessenen und berechneten Werte auf Lößböden und lößverwandten Böden [berichten]“. Die Aufstellung eines eigenen Berechnungsweges wird im Rahmen dieses Projekts als unpraktikabel eingeschätzt. Es wird hier mit den in der BÜK 200 angegebenen Werten gerechnet.

In jedem Fall erscheint die Übernahme des K-Faktors aus der BÜK 200 deutlich genauer als die Ableitung aus den Klassenbeschrieben der Reichsbodenschätzung, wie sie z.B. von GÜNDRA et al. (1995) praktiziert wurde. Grund für diese Einschätzung ist, dass die Reichsbodenschätzung sich stets auf das gesamte Bodenprofil bezieht, für die Erosion ist jedoch die Krume ausschlaggebend, so dass die Klassenbeschriebe nur „verwässerte“ Aussagen zulassen (LAMBERT, 2003).

Im genutzten Kartenblattes CC7118 gibt es Angaben zum Bereich des K-Faktors für ca. 50 % der Fläche. Im Gebiet des oberen Kraichbaches beträgt dieser Flächenanteil annähernd 75 %.

Tabelle 10-1: Angaben der Rahmenlegende der BÜK 350 zum K-Faktor der ABAG (k.A. - keine Angaben)

Code	Beschreibung	Bereich des K-Faktors
0	keine Angaben (Siedlung)	k.A.
1	sehr gering bis mittel	< 0,3
2	mittel bis hoch	0,2 - 0,5
3	hoch bis sehr hoch	0,3 - 0,7
4	sehr hoch bis äußerst hoch	> 0,5
5	stark wechselnd	k.A.
6	Rebland	k.A.
7	Grünland, Obstwiesen, Wald	k.A.
8	Akkumulation in ebener Lage	k.A.

Den im Kartenblatt CC7118 nicht erfassten Teilen des oberen Kraichbachs (5 % der Fläche) wurden die Attribute der Rahmenlegende über eine Extrapolation unter Zugrundlegung der BÜK 350 zugewiesen.

Für die Flächen, für die keine Angaben zum K-Faktor vorliegen, wurde dieser abgeschätzt. Der mögliche Fehler zufolge unrichtig angenommenen K-Faktoren wird als deutlich geringer angesehen, als die sichere Unterschätzung, die bei einer kompletten Herausnahme dieser Flächen aus den Berechnung der Bodenerosion erfolgt.

Bei der Zuweisung von K-Faktoren wurde vor allem auf die der Rahmenlegende entsprechenden Angaben zum Substrat der Böden aufgebaut, die konkreten Werte wurden entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN, 1996) gewählt. Tabelle 10-2 gibt eine Übersicht über diesen Arbeitsschritt, der im Folgenden detailliert beschrieben wird.

Die Flächen, die mit der Rahmenlegendennummer (Rahmenleg.nr.) 103 attributiert sind, werden als skelettfreie bis -arme Böden der Bodenarten Schluff und Lehm bezeichnet. Sie werden der K-Faktor Grobeinteilung 0,3 bis 0,7 zugewiesen, da Schluff eine sehr hohe Erodibilität besitzt, die von Lehm hingegen von gering bis hoch schwanken kann.

Pararendzinen und Braunerden aus Fließerden (Rahmenleg.nr. 109) wurde der Klasse 0,2 bis 0,5 zugewiesen, die große Schwankungsbreite von Lehm wurde hier etwas eingeschränkt durch den Lehmsand, für den die Bodenkundliche Kartieranleitung K-Faktoren im engen Bereich von 0,2 bis 0,3 angibt.

Pararendzinen und Pelosole aus Fließerden (Rahmenleg.nr. 110) werden bezüglich ihres Substrates einfach nur mit Ton beschrieben, ihre Einteilung erfolgte in die Klasse der K-Faktoren von < 0,3.

Böden der Rahmenleg.nr. 112 werden als Pelosole und Parabraunerden aus Fließerden und Lößlehm bezeichnet, ihr Substrat ist Lehm im Wechsel mit Lehm über Ton. Für die Belange der Erosion ist also der Lehm ausschlaggebend. Da sie zudem als eher skeletthaltig charakterisiert werden, wird ihre Erodibilität als mittel bis hoch eingeschätzt, sie werden der Klasse 0,2 bis 0,5 zugewiesen.

Braunerden und Parabraunerden aus lehmigen und tongründigen Fließerden (Rahmenleg.nr. 125) sind in ihrem Substrat den braunen Auenböden bis Auengleyen gleich, werden aber im Gegensatz zu diesen als skeletthaltig beschrieben. Etwas niedrigere K-Faktoren von 0,2 bis 0,5 werden deswegen diesen Flächen zugewiesen.

Braunerden aus sandigen Fließerden und Schuttdecken (Rahmenleg.nr. 127) sind im Substrat den Pararendzinen und Braunerden aus Fließerden sehr ähnlich und werden in die gleiche K-Faktoren-Klasse eingeteilt (0,2 bis 0,5).

Auch die letzte zu bearbeitende Einheit der Rahmenlegende, Pelosole und Braunerden aus Fließerden (Nr. 138), werden aufgrund des für die Erosion wichtigen Lehmsandes auf diesen Flächen der Klasse 0,2 bis 0,5 für den K-Faktor zugewiesen.

Tabelle 10-2: Zuweisung von fehlenden K-Faktoren zu Einheiten der Rahmenlegende

Nr. der Rahmen-legende	Leitbodenform	SUBS_BES	Gewählter Bereich für den K-Faktor
103	Braune Auenböden bis Auengleye	Schluff im Wechsel mit Lehm	0,3 bis 0,7
109	Pararendzinen und Braunerden aus Fließerden	Lehmsand im Wechsel mit Lehm	0,2 bis 0,5
110	Pararendzinen und Pelosole aus Fließerden	Ton	< 0,3
112	Pelosole und Parabraunerden aus Fließerden und Lößlehm	Lehm im Wechsel mit Lehm über Ton	0,2 bis 0,5
125	Braunerden und Parabraunerden aus lehmigen und tongründigen Fließerden	Schluff im Wechsel mit Lehm	0,2 bis 0,5
127	Braunerden aus sandigen Fließerden und Schuttdecken	Lehmsand im Wechsel mit Lehm über Ton	0,2 bis 0,5
138	Pelosole und Braunerden aus Fließerden	Lehmsand über Lehm oder Ton	0,2 bis 0,5

Da die Berechnung des Bodenabtrags nur mit diskreten Werten, nicht aber mit Wertebereichen durchgeführt werden kann, wurden in einem letzten Schritt den definierten K-Faktor-Bereichen feste Werte zugeordnet. Die Übersetzung geschah wie in Tabelle 10-3 dargestellt und orientierte sich zum Einen an den Klassenmitteln, zum Anderen aber auch an den im Gebiet des oberen Kraichbach vorkommenden Böden.

Tabelle 10-3: Zuweisung von diskreten Werten des K-Faktors für die zuvor gewählten Bereiche

Gewählter Bereich für den K-Faktor	diskreter Zahlenwert
< 0,3	0,15
0,2 bis 0,5	0,35
0,3 bis 0,7	0,50
> 0,5	0,70

Der flächengewichtete Mittelwert der K-Faktoren im gesamten Testgebiet beträgt 0,49. Dies zeigt, wie stark erosionsgefährdet die Böden im Kraichgau sind. Der Mittelwert von GÜNDRA et al. (1995) für das gleiche Gebiet liegt mit 0,46 nur knapp unterhalb dieses Wertes.

10.1.3 C-Faktor

Der C-Faktor quantifiziert die Schutzwirkung, die der Anbau von Kulturpflanzen bezüglich der Bodenerosion hat. Er ist definiert als das Verhältnis des Bodenabtrags einer Fläche unter einer bestimmten Kultur im Vergleich zum Abtrag einer gleichen Fläche unter Schwarzbrache.

Da die Erosivität der Niederschläge nicht gleichmäßig über das Jahr verteilt ist, muss im C-Faktor die Zeitspanne verschiedener Entwicklungszustände/-phasen der einzelnen Kulturen (und daraus folgender unterschiedlicher Erosionsanfälligkeit) verknüpft werden mit den R-Faktor Anteilen[1] in den entsprechenden Phasen. Beide Einflussfaktoren können sich regional unterscheiden. Der C-Faktor wurde von SCHWERTMANN et al. (1987) vor allem aufgrund der großen Variabilität der Kulturmaßnahmen als der komplexeste der Faktoren bezeichnet. Neben der Variabilität innerhalb einer Kultur kommen differierende C-Faktoren zudem dadurch zustande, dass zur Widerspiegelung eines langjährigen Zustandes immer eine ganze Fruchtfolge berücksichtigt werden muss.

Da sich die Informationen, die zur Ermittlung des C-Faktors herangezogen wurden, auf statistische Auswertungen beschränkten, konnte bezüglich der Kulturarten (sowie der Bewirtschaftungsart) keine räumliche Differenzierung vorgenommen werden[2]. Auch MÖVIUS (1999) konstatierte für ein von ihr bearbeitetes Projekt, welches mit wesentlich höherer räumlicher Auflösung arbeitete: „Zur Bestimmung der Orte, an denen bestimmte Kuturarten vorzugsweise angebaut werden, kann auf kein bestehendes Regelwerk zurückgegriffen werden. Weder zeigt die Analyse verschiedener Jahrgänge der Landnutzungsklassifikation [...] eindeutige Fruchtfolgemuster für Flächen eines bestimmten Typs, noch lassen sich aus den Ergebnissen der Befragung [...] konkrete, für die Region typische Regeln ableiten."

Im Rahmen des Kraichbachvorhabens wurde dieses Problem wie von AUERSWALD & SCHMIDT (1986) vorgestellt gelöst: Ausgegangen wird davon, dass die Funktion des Ausgleichs unterschiedlicher Erosionsereignisse bei wechselnden Feldzuständen, die das langjährige Mittel des C-Faktors erfüllen soll, ersetzt werden kann durch das Mittel mehrerer Flächen; sprich: die Fruchtfolge eines Teileinzugsgebietes (bzw. einer Gemeinde) wird aus der Fruchtartenverteilung abgeleitet, konkret nach den Angaben zur Bodennutzung nach Fruchtarten der Struktur- und Regionaldatenbank des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg.

Aufgrund einer detaillierten Analyse der Sensitivitäten der Faktoren in der ABAG kommt AUERSWALD (1987) ebenfall zu dem Ergebnis, dass es gerechtfertigt sei, die C-Faktoren auf Basis des Anbauspektrums von Gemeinden zu ermitteln.

In dieser Vorgehensweise wird von einem linearen Zusammenhang zwischen dem Anteil einer Fruchtart in der Fruchtfolge und dem C-Faktor der Fruchtfolge ausgegangen, eine Voraussetzung, die nach AUERSWALD et al. (1986) generell erfüllt ist. Eine Ausnahme bilden Fruchtfolgen mit über- bis mehrjährigen Futterpflanzen, die eine Grasnarbe bilden, deren erosionsmindernde Wirkung noch zwei Jahre nachwirkt (AUERSWALD & SCHMIDT, 1986). Futterpflanzen werden jedoch nur in drei der kleineren Gemeinden des Testgebietes zu Anteilen von mehr als 4 % auf Ackerland angebaut, in diesen wiederum macht Silomais mehr als 70 % der Futterpflanzen aus. Der „Grasnarbeneffekt" kann somit vernachlässigt werden, ohne dass dadurch ein nennenswerter Fehler entstehen würde.

---

[1] Im Deutschsprachigen Raum hat sich hierfür der Begriff Relativer Bodenabtrag (RBA) durchgesetzt.

[2] Die Angaben zum Anbau der einzelnen Kulturarten lagen gemeindebezogen vor, die Angaben zu den für das MEKA-Programm gemeldeten Mulchsaatflächen auf Gemarkungsebene.

Auf eine zwar nicht räumliche, aber kulturartspezifische Verbindung bezüglich erosionsmindernder Anbauverfahren wurde von SOMMER (1999) hingewiesen. So ist die Praktizierung von Mulchsaat nicht gleichmäßig oder zufällig auf alle Kulturarten verteilt, sondern wird - sinnvollerweise - verstärkt bei erosionsanfälligen Kulturarten angewendet (Zuckerrüben bzw. Körner- und Silomais). Sommers Angaben wurden den aktuellen Gegebenheiten im betrachteten Gebiet angepasst (KERN, 2003) und mit den statistischen Angaben zum Anbau der Kulturarten und den für das MEKA-Programm gemeldeten Mulch-Flächen[3] in Einklang gebracht. Dieser Schritt wurde integrierend für alle Ackerflächen im Projektgebiet vollzogen. Da die Landnutzung im hier betrachteten Ausschnitt des Kraichgaus als relativ homogen zu bezeichnen ist, entsteht dadurch keine verzerrende Wirkung, wie sie z.B. von GÜNDRA et al. (1995) beschrieben wird.

Die mittlere Kulturartenverteilung sowie der geschätzte Anteil[4], zu dem diese in Mulchsaat angebaut werden, sind in Tabelle 10-4 dargestellt. Die Flächen der Gemeinden Ubstadt-Weiher und Zaberfeld sowie die der Städte Östringen, Bruchsal, Eppingen und Knittlingen wurden in der Berechnung nicht betrachtet, da diese jeweils weniger als 2 % des Testgebiets umfassen. Ihnen wurden die für die Hauptgemeinden berechneten Verhältnisse zugewiesen.

Die C-Faktoren für die einzelnen Kulturarten wurde schließlich der Literatur entnommen, sie sind ebenfalls in Tabelle 10-4 dargestellt.

Tabelle 10-4: Mittlere im Projekt genutzte Anteile der Kulturarten sowie der Anteil, zu dem diese in Mulchsaat angebaut werden und die zugewiesenen Werte für den C-Faktor

Kulturart	Anteil an ackerbaulicher Fläche[1]	Anteil, der in Mulchsaat angebaut wird[2]	C-Faktor (konv.)	C-Faktor (Mulchsaat)
Weizen	31 %	50 %	0,17325 [3]	0,04559 [3]
Sommergerste	17 %	50 %	0,12962 [3]	0,03836 [3]
Körner-& Silomais	17 %	90 %	0,38953 [3]	0,06595 [3]
restl. Getreidesorten	8 %	30 %	0,08000 [4]	0,02368 [5]
Zuckerrüben	5 %	90 %	0,34286 [3]	0,06384 [3]
Winterraps	8 %	30 %	0,06556 [3]	0,02081 [3]
Rauhfutter	3 %	-	0,00400 [6]	-
Brache	7 %	-	0,00400 [5]	-
restl. Ackerkulturen	4 %	0 %	0,06000 [6]	-

[1] Quelle: Bodennutzung nach Fruchtarten, Struktur- und Regionaldatenbank des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg
[2] Quelle: KERN (2003) (Gesamtfläche in Mulchsaat ist der gemeldeten gleichgesetzt)
[3] nach KOLL, 1999
[4] nach AUERSWALD & SCHMIDT, 1986
[5] Wert geschätzt
[6] nach GÜNDRA et al., 1995

[3] Die Daten wurden vom EBZI aggregiert zur Verfügung gestellt (Entwicklungs- und Betreuungszentrum für Informations- und Kommunikationstechnik des Ministeriums für Ernährung und ländlichen Raum Baden-Württemberg, Kornwestheim).

[4] Die Verteilung auf die Kulturarten wurde geschätzt, die Gesamtfläche in Mulchsaat ist der gemeldeten angepasst.

Die Felder, die im Direktsaatverfahren bestellt werden, sind ebenfalls in den hier als Mulch-Flächen bezeichneten Angaben enthalten. Zum Anteil der Direktsaatflächen liegen jedoch keine Daten vor. Im Testgebiet ist jedoch nicht mit einer nennenswerten Verbreitung dieses Verfahrens zu rechnen, da es im Kraichgau unter ökonomischen Gesichtspunkten der Mulchsaat deutlich unterlegen ist (ALLB BRUCHSAL, 2003). Auch AUERSWALD & HAIDER (1992) stellen die Mulchsaat als besonders wirksame, in der Praxis erprobte und ökonomisch vorteilhafte Maßnahme heraus. Einen Überblick über die Verbesserung im Erosionsschutz, die durch Direktsaat gegenüber der Mulchsaat erreicht wird, ist in Tabelle 10-5 dargestellt. Die differenzierteste Übersicht wird dabei von FELDWISCH et al. (1993) gegeben, so dass empfohlen wird, auf ihre Angaben zurückzugreifen, falls dies bei der Arbeit in anderen Gebieten notwendig ist.

Tabelle 10-5: Prozentuale Verminderung der Bodenerosion durch Direktsaat gegenüber Mulchsaat

Quelle	Verminderung
ALLB BRUCHSAL (2003)	80 %
KLIK (2003)	40 %
FELDWISCH et al. (1993)	0 bis 50 %
WERNER et al. (1991)	50 %

Auf den ersten Blick mag der hier beschrittene Weg vielleicht „schwammig“ erscheinen. Deswegen soll an dieser Stelle noch einmal betont werden, dass mit den derzeit zur Verfügung stehenden Datenbeständen nur auf diese Art und Weise die zentrale Verknüpfung zwischen den Kulturarten und dem Anteil, zu dem sie in Mulchsaat angebaut werden, hergestellt werden kann. Alleine die „exakte Ermittlung“ der Fruchtfolgen auf den Ackerflächen innerhalb einer Gemarkung scheitert daran, dass die Daten zu den angebauten Kulturarten (i) nur auf Gemeindeebene veröffentlicht werden, (ii) nicht jedes Jahr erhoben werden, (iii) die Basisgröße „landwirtschaftliche Fläche“ anders definieren, als es in der Erhebung der Mulchsaatflächen getan wird und (iv) nach dem Betriebsprinzip und nicht nach dem Flächenprinzip erhoben werden.

Die C-Faktoren für Weingarten wurden der Veröffentlichung von AUERSWALD & SCHWAB (1999) entnommen, die relevanten Anbauverfahren sind in Tabelle 10-6 dargestellt. Die Aufteilung der Flächen auf die verschiedenen Anbauverfahren erfolgte nach den Angaben von KERN (2003), sie ist ebenfalls in Tabelle 10-6 gezeigt.

Tabelle 10-6: C-Faktoren für Weinanbauflächen verschiedener Anbauverfahren (aus: AUERSWALD & SCHWAB, 1999), sowie deren Verbreitung im Testgebiet (Kern, 2003)

Anbauverfahren	C-Faktor	Vorkommen im Testgebiet
ohne Schutzmaßnahme	0,80	< 3 %
mit Herbst-Winter-Begrünung	0,40	39 %
mit angesäter Dauerbegrünung	0,03	58 %
genutzter Mittelwert	0,20	

Berücksichtigt wurden nur die C-Faktoren für Ertragsanlagen, was bei langjährigen Betrachtungen zulässig ist: Der Einfluss geringerer Schutzwirkung von Neuanlagen ist bei Anlagedauern größer gleich 10 Jahren vernachlässigbar (AUERSWALD & SCHWAB, 1999).

Die Bodenerosion unter Wald, Dauergrünland und Dauerkulturen (außer Wein) wurde als so gering eingeschätzt (siehe z.B. DIKAU, 1986), dass diese Flächen von der Berechnung des Bodenabtrags ausgeschlossen wurden.

Eine deutliche Verbesserung in der Ermittlung des C-Faktors wird eventuell schon in naher in Zukunft möglich sein: Das EBZI[5] baut derzeit ein GIS auf, mit dem die Verwaltung der veranlagten Flächen gehandhabt werden soll (MEIßNER, 2003). Vorbehaltlich datenschutzrechtlicher Einschränkungen rückt damit eine exakte, flächendifferenzierte Berechnung des C-Faktors auf digitaler und automatisierter Basis in greifbare Nähe.

Der mit oben beschriebener Methode berechnete, mittlere C-Faktor für die Ackerflächen im Testgebiet beträgt 0,08. Dieser Wert liegt etwas unter, aber sehr nahe bei dem Wert, der von KOLL (1999) für die Ackerflächen der Stadt Kraichtal berechnet wurde. Angesichts sehr ähnlicher Kulturartenverteilungen einerseits (bei mittlerweile höheren Anteilen an Mulchsaatflächen) und der Übernahme eines Großteils der kulturartspezifischen C-Faktoren aus seinem Projekt verwundert dies nicht.

Der Mittelwert der C-Faktoren von GÜNDRA et al. (1995) für das Testgebiet dieses Projekts beträgt 0,14. Der Unterschied lässt sich durch zwei gegenläufige Tendenzen erklären: Erstens haben diese keine Erosionsschutzmaßnahmen berücksichtigt (es lagen keine Angaben zu Mulchsaat vor). Werden auch in den Berechnungen zu unserem Projekt die Schutzmaßnahmen außer Acht gelassen, so berechnet sich ein (logischerweise größerer) C-Faktor von 0,18. Zweitens haben GÜNDRA et al. andere kulturartspezifische C-Faktoren angenommen, was die verbleibende Differenz fast vollkommen erklärt: Werden die dort genutzten C-Faktoren übernommen, so ergibt sich für den oberen Kraichbach ein dem von Gündra et al. sehr ähnlicher C-Faktor von 0,13.

KOLL (1999) nahm detaillierte Berechnungen speziell für den Kraichgau vor, während die von GÜNDRA et al. (1995) verwendeten C-Faktoren einer bayerischen Studie entspringen. Somit erscheint es gerechtfertigt, die kulturartspezifischen C-Faktoren als Eingangswerte für die Berechnung des mittleren, gebietsspezifischen C-Faktors soweit es geht ersterer Studie zu entnehmen, wie es im Projekt geschehen ist.

10.1.4 S-Faktor

S-Faktor (Hangneigung) und L-Faktor (Hanglänge) stellen die bedeutendsten Einflussgrößen für eine räumliche Differenzierung des Bodenabtrags dar (SOMMER & MURSCHEL, 1999) und werden teilweise als LS-Faktor („Topographiefaktor“) zusammengefasst. Sie geben in der ABAG-Gleichung dasVerhältnis des Bodenabtrags eines beliebig geneigten und beliebig langen Hanges zum Bodenabtrag des Standardhanges (Länge 22,1 m, Neigung 9 %) unter sonst gleichen Bedingungen an und sind deswegen selbst dimensionslos.

Da die Hangneigung auch in die Berechnung des L-Faktors eingeht, wird sie von AUERSWALD & SCHMIDT (1986) als der wichtigste erosionsbeeinflussende Parameter bezeichnet. GÜNDRA et al. (1995) bezeichnen den LS-Faktor als denjenigen, der „verglichen mit den anderen Faktoren der Gleichung [...] den größten Einfluss auf das Modellergebnis [hat].“. Dies zeigt auch eindrucksvoll Abbildung 10-1, die die Veränderung des Bodenabtrags bei Veränderung der Einflussfaktoren relativ zum (bayerischen) Standardfall zeigt. Die

[5] Entwicklungs- und Betreuungszentrum für Informations- und Kommunikationstechnik des Ministeriums für Ernährung und ländlichen Raum Baden-Württemberg, Kornwestheim

Kurven der Hanglänge und der Hangneigung haben die größten Steigungen, die ABAG reagiert auf ihre Änderung also am sensitivsten. Mathematisch ist dies mit der nichtlinearen Verknüpfung dieser beiden Parameter in den entsprechenden Faktoren zu erklären.

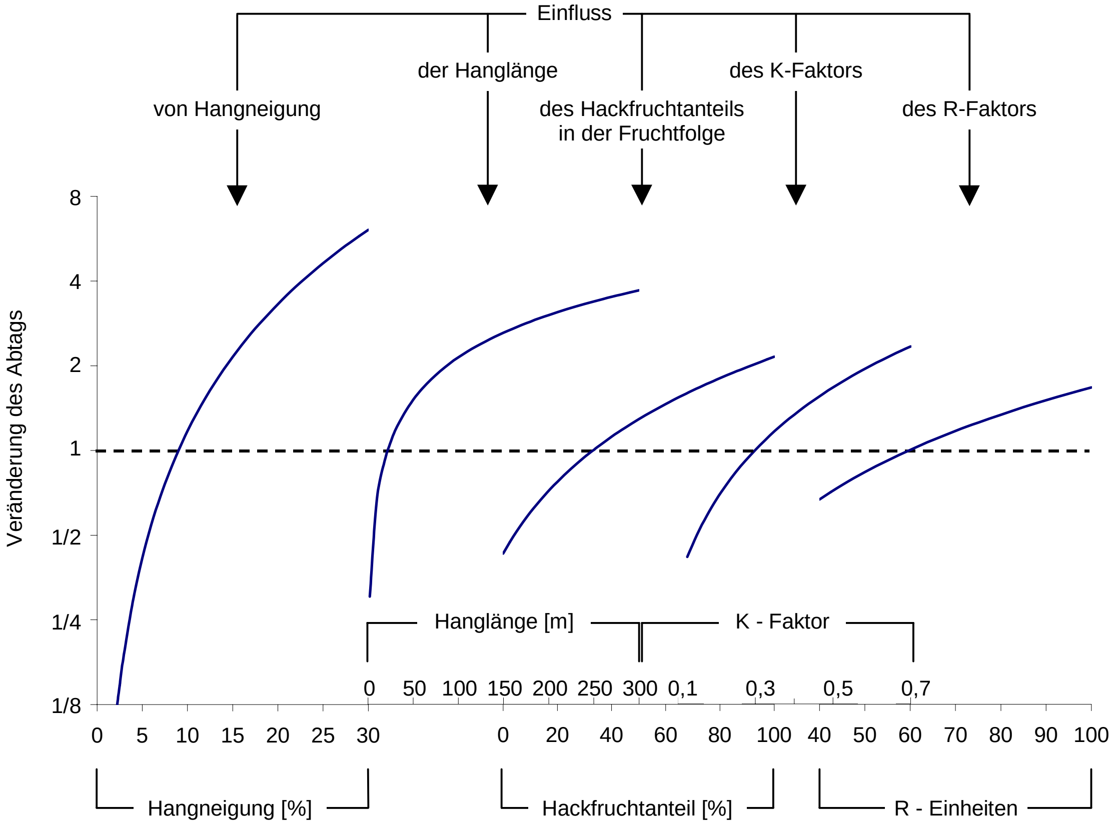


Abbildung 10-1: Veränderung des Bodenabtrages bei Veränderung der Einflussfaktoren relativ zum (bayerischen) Standardfall: 9 % Neigung; 22,1 m Hanglänge; 33 % Hackfruchtanteil; K-Faktor 0,3; R-Faktor 70, aus AUERSWALD (1987)

Zur Berechnung des S-Faktors wurde auf eine erst vor wenigen Jahren von NEARING (1997) entwickelte Gleichung zurückgegriffen. Diese hat gegenüber allen Vorgängerinnen den Vorteil, dass sie auf eine Datenbasis mit Hangneigungen bis zu 30 ° gestützt ist. Die Nutzung der „Standardgleichung“ (WISCHMEIER & SMITH, 1978; GÜNDRA et al., 1995) wurde damit umgangen. Eine Anwendung über die Grenzen des Wertebereichs der empirischen Gleichung hinaus, die zwangsläufig zu falschen Ergebnissen führt, wurde damit ausgeschlossen[6]: Einer der wesentlichen Fehler in der Ermittlung von Faktoren der ABAG (WISCHMEIER, 1967). Nach AUERSWALD (1999) kann diese Gleichung außerdem verwendet werden, ohne dass Modifikationen bei den anderen Faktorenwerten nötig wären. Die Gleichung lautet:

$$S = -1{,}5 + \frac{17}{1 + e^{(2{,}3 - 6{,}1 \cdot \sin\theta)}} \qquad \text{(Gleichung 10-2)}$$

mit: Θ = Hangneigung [°]

[6] Wischmeier und Smith arbeiteten bei der Erstellung der USLE laut Gündra et al. (1995) mit Hangneigungen im Bereich von 1,7 bis 10,2 °.

Dabei musste beachtet werden, dass laut HICKEY et al. (1994) die Neigung, wenn sie über den entsprechenden im GIS vorhandenen Befehl berechnet wird, die größte Neigung in einer 3x3 Zellen Umgebung der aktuellen Zelle darstellt, nicht aber die maximale hangabwärtsgerichtete Neigung. Über eine Erweiterung der Programmierung im GIS konnte dieses Manko behoben werden.

Grundlage zur Berechnung der Neigung im GIS war das Digitale Höhenmodell. Aufgrund der oben erwähnten Wichtigkeit dieses Parameters wurde es intensiv auf seine Tauglichkeit untersucht.

Zunächst wurden dafür die beiden zu diesem Zweck in der Regel verwendeten, qualitativen Tests durchgeführt: Ein Vergleich von berechnetem mit digitalisiertem Flussverlauf sowie von berechneten und digitalisierten Höhenlinien. Abbildung 10-2 zeigt den der TK 25 entsprechenden Flussverlauf aus dem ATKIS-Datensatz auf der linken Seite. Auf der rechten Seite ist der aus dem DHM berechnete Flussverlauf dargestellt[7]. Der Verlauf wird in seiner Struktur ohne Ausnahme korrekt widergegeben. Die einzige Abweichung, die sich im Süd-Osten des Gebietes befindet, ist auf eine fehlerhafte Digitalisierung der TK im Bereich der Ortschaft Oberderdingen zurückzuführen, wie sich durch einen direkten Vergleich mit der TK 25 herausstellte.

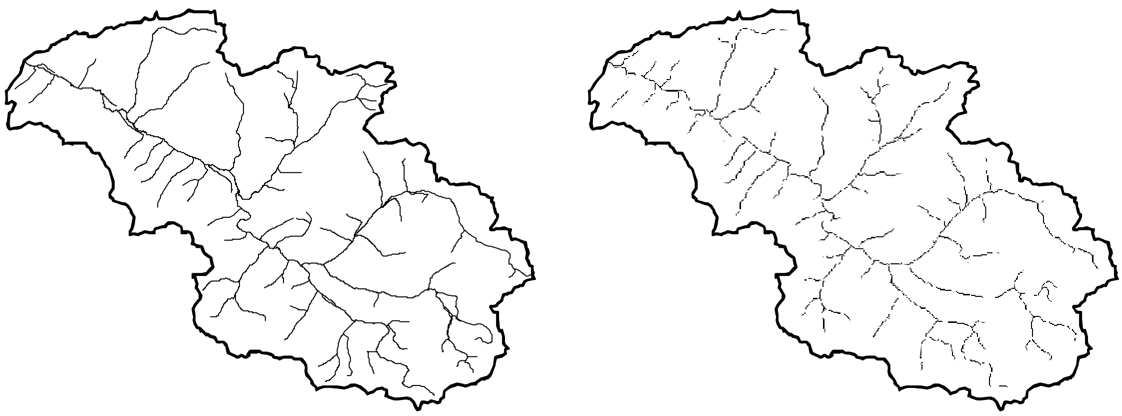


Abbildung 10-2: Digitalisierter Flussverlauf (links, aus den ATKIS-Daten) und der aus dem Digitalen Höhenmodell berechnete Flussverlauf (rechts)

Zu einer Fließumkehr kommt es im berechneten Flussverlauf nicht, dies müsste nach VON WERNER (1995) zu einer manuellen Nachführung des Höhenmodells führen, oder zum Ausschluss dieser Datengrundlage. In einer Detailansicht der Überlagerung der beiden Flussverläufe (Abbildung 10-3) ist zu erkennen, dass allerdings teilweise eine Verlagerung des Flussverlaufes auftritt, die Werte von bis zu 150 m erreichen kann.

[7] Als „Fluss" wurden alle Zellen definiert, die ein Einzugsgebiet von größer als 65 ha besitzen, dieser Grenzwert wurde iterativ ermittelt.

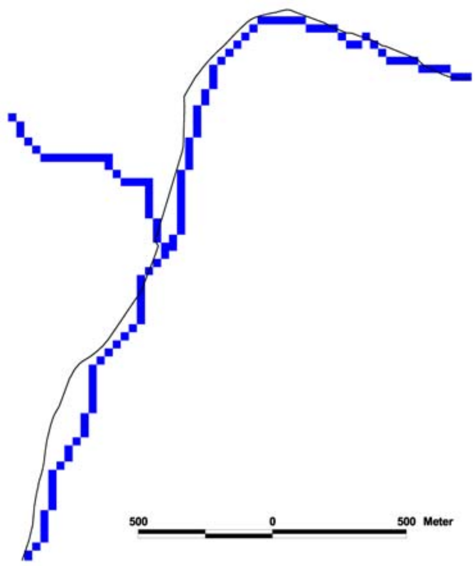


Abbildung 10-3: Überlagerung von digitalisiertem Flussverlauf (Linie) und dem aus dem Digitalen Höhenmodell berechneten Flussverlauf (Raster), Detailansicht



Abbildung 10-4: Die aus dem Digitalen Höhenmodell berechneten Höhenlinien (schwarze, breite Striche, Höhe 200 und 220 über NN) unterlegt mit der TK 25 (entsprechende Höhenlinien hervorgehoben),Detailansicht des Testgebietes

Auch der Vergleich der Höhenlinien aus der TK 25 mit den aus dem Digitalisierten Höhenmodell berechneten zeigt, dass davon ausgegangen werden muss, dass die Nutzung eines Höhenmodells der Rasterweite 30 m nicht ausreicht, um auch kleinere Strukturen an Hängen wiederzugeben.

Einen weiteren Einblick in die Qualität der Daten erlaubt ein Vergleich der Neigungen, die aus drei Digitalen Geländemodellen ermittelt wurden. Dies ist neben dem im Projekt genutzten zusätzlich das Geländemodell des Weiherbach-Projektes, welches in einer horizontalen Auflösung von 12,5 m vorlag[8], sowie das über das Internet kostenlos verfügbare Geländemodell GTOPO30 vom EROS Daten Zentrum[9] des U.S. Geological Survey's, welches im Projektgebiet eine horizontale Auflösung von rd. 670 m hat.

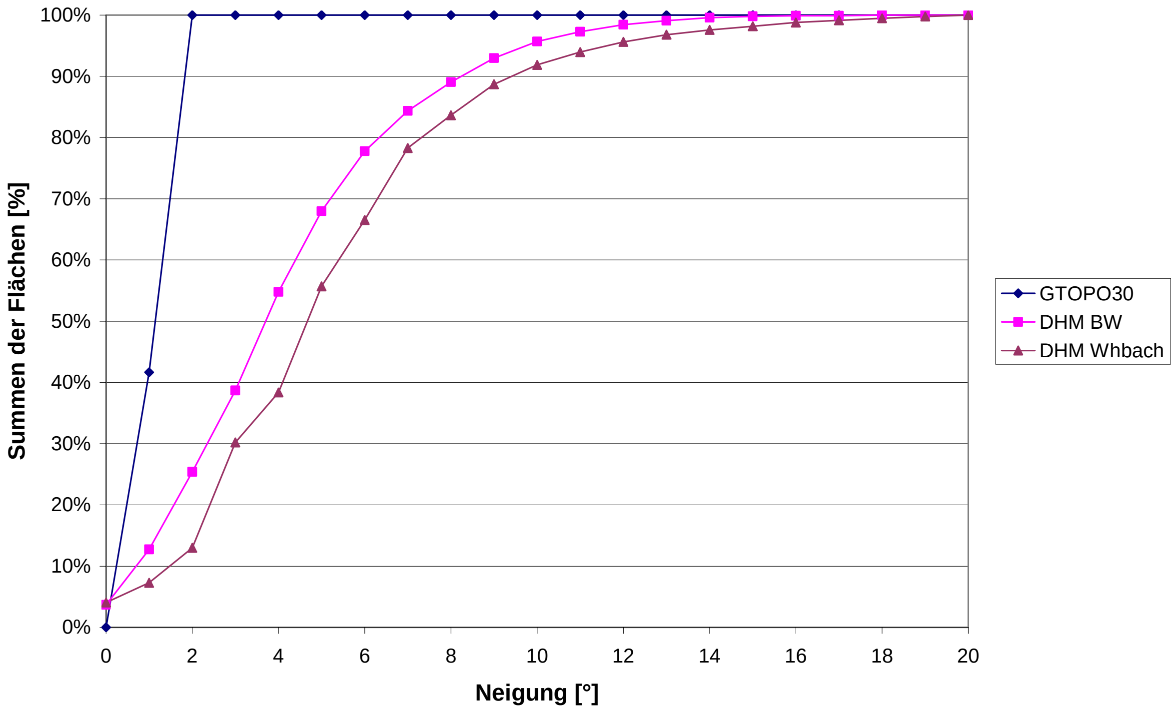


Abbildung 10-5: Kumulierte Neigungen der Digitalen Höhenmodelle des USGS (GTOPO30), des Landes Baden-Württemberg (DHM BW) und des Weiherbach-Projektes (DHM Whbach).

Abbildung 10-5 zeigt die Summenkurven der Hangneigungen innerhalb der Gebietsfläche, welche von allen drei Datenquellen abgedeckt wird. Sie veranschaulicht den „vergleichmäßigenden" Effekt, den größere Rasterweiten auf ein Digitales Höhenmodell haben. Dies führt in direkter Folge zu insgesamt niedrigeren Hangneigungen! Gleiche Befunde werden in der Literatur von JENSON (1991), VON WERNER (1995) und HUBER (1996) berichtet. Obwohl die Kurven der DHMs des Landes und des Weiherbach-Projektes erwartungsgemäß relativ ähnlich verlaufen, ist der S-Faktor der mittleren Neigung des Weiherbach-DHMs 30 % größer als der des landesweiten DHMs! Einschränkend muss an dieser Stelle noch erwähnt werden, dass bei diesem „direkten Vergleich" natürlich eine Vermischung zweierlei Effekte stattfindet: Zum Einen der ursprünglich auf verschiedene horizontale Auflösungen zurückzuführende, zum Anderen der, der aufgrund unterschiedlicher verti-

[8] Aufgrund von Fehlern in der Datenhaltung auf dem Weiherbach-Projektdatenserver lag das DHM nur als IntegerGRID, d.h. ohne Nachkommastellen, vor.

[9] http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/gtopo30.html

kaler Genauigkeiten entsteht. Eine höhere horizontale Auflösung geht nicht notwendigerweise einher mit einer besseren vertikalen Genauigkeit. Da Untersuchungen zur Separation dieser Effekte jedoch nicht als zielführend im Rahmen des hier vorgestellten Projektes angesehen werden, wurde auf eine nähere Analyse dieses interessanten Aspekts verzichtet.

Eine systematische Untersuchung des Einflusses verschiedener horizontaler Auflösungen Digitaler Höhenmodelle auf die Ergebnisse der ABAG wurde von HUBER (1996) durchgeführt. Das von ihm genutzte DHM mit der kleinste Rasterweite (10 m) wurde allerdings aus einem gröberen DHM interpoliert, so dass es nicht aus einer unabhängigen Datenquelle stammte und nach Einschätzung von Huber selbst möglicherweise mit Interpolationsfehlern behaftet war. Huber kommt zu dem Schluss, dass die optimale Rasterweiter zwischen 20 bis 50 m liegt, wobei er darauf hinweist, dass diese auch von der Topographie des Untersuchungsraumes abhängt (bei ihm das Einzugsgebiet der Erpe im älteren Jungmoränengebiet des norddeutschen Tieflandes). Auch VOLK et al. (2001) stellen aufgrund ihrer Untersuchungen fest, dass digitale Geländemodelle mit einer horizontalen Auflösung von > 10 bis ca. 50 m zur Herleitung des LS-Faktors der ABAG verwendet werden können.

VON WERNER (1995) kommt bei Untersuchungen zum Modell EROSION 3D im Einzugsgebiet des Hölzelbergbaches (im Westen des Osterzgebirges) zu der Aussage, „dass eine Rasterweite von ca. 10 - 20 m realistische Ergebnisse bringt." Zur gleichen Schlussfolgerung kommen ZHANG & MONTGOMERY (1994), die den Einfluss der Rasterweite Digitaler Höhenmodelle auf das Ergebnis des hydrologischen Modells TOPMODEL untersuchen. WIESER (1992) kommt in seinen Untersuchungen zur potenziellen Erosionsdisposition im Querfurter Raum zu dem Schluss, dass zur Erfassung des Mesoreliefs ein Raster von 10 - 25 m erforderlich ist.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen anderer Modelle können nicht direkt auf die ABAG übertragen werden, da es sich jedoch bei EROSION 3D - der Name verrät es schon - um ein Erosionsmodell handelt, WIESER ebenfalls zu dieser Problematik arbeitete und bei TOPMODEL der Einfluss der Hangneigung auf das Ergebnis dominant ist (QUINN et al., 1991), können die Erfahrungen mit diesen Modellen durchaus Hinweise auch für die Anwendungsgrenzen der ABAG liefern.

Insgesamt wird das landesweite DHM als akzeptabel bewertet. Eine Verbesserung der Datengrundlage würde jedoch hier sicher zu einer deutlichen Verbesserung der Berechnung führen. Eine Unterschätzung der real abgetragenen Bodenmengen muss bei Berechnungen basierend auf diesem Geländemodell einkalkuliert werden. Schlussendlich ist aber landesweit keine bessere Datenbasis verfügbar.

Das Landesvermessungsamt Baden-Württemberg (Abteilung Geodäsie) arbeitet zur Zeit an der Erstellung eines neuen DHMs. Dieses wird in einer horizontalen Auflösung von 1, 5 und 10 m vorliegen, 97 % der Rasterflächen haben einen vertikalen Fehler von kleiner als 0,50 m. Dieses DHM dürfte für zukünftige Aufgaben äusserst interessant sein, die Rohdaten für das Testgebiet dieses Projektes liegen vollständig vor. Die Bearbeitung des westlichen Drittels (östliche Grenze auf der Linie Oberacker-Neuenbürg) ist bis April 2004 geplant, der restliche Teil jedoch liegt ausserhalb des „Prioritätenplans", ein Termin für die Fertigstellung konnte deswegen nicht genannt werden (PROCHASKA, 2003).

10.1.5 L-Faktor

Die maßgebende Größe zur Ermittlung des L-Faktors bildeten die ATKIS-Daten (ATKIS DLM 25-BW) der landwirtschaftlichen Anbauflächen. Durch die Nutzung dieser Datenquelle konnte ein großer Fortschritt in der Modellierung der Erosion gegenüber den Überlegungen zu Beginn des Projektes erzielt werden (KNÖLLER, 2000; MEINZINGER, 2000). Der erreichte

Stand ist dabei auch angesichts der vielen Probleme, die es in der großflächigen Bestimmung gerade dieses Parameters gibt (vgl. HICKEY et al. (1994) und HUBER (1996)) als äußerst zufriedenstellend zu bezeichnen.

Konkret genutzt wurden die folgenden Objektarten aus dem ATKIS Thema 4A „Anbaufläche“:

- 4101 Ackerland
- 4102 Grünland
- 4103 Gartenland
- 4109 Sonderkultur (Weingarten, Obstbaumplantage, Hopfenfeld & sonstige)

Dies entspricht dem GIS-Vektordatensatz (Polygon-Shapes) mit der Bezeichnung t4a_f im UIS. Der große Vorteil gegenüber dem Landsat-Bild besteht darin, dass durch die ATKIS Daten eine genaue Abgrenzung von einzelnen Feldern/Schlägen möglich ist. Dies ist vor allem bei der Bestimmung der erosionswirksamen Hanglänge, welche für den L-Faktor benötigt wird, eine sehr wichtiger Schritt.

Über eine grafische Überlagerung der ATKIS-Daten mit der TK 25 konnte zudem validiert werden, dass die in den ATKIS-Shapes abgelegten Geometrien dem aktuellen Stand entsprechen. Da schon seit längerer Zeit ein deutlicher Trend zur Stilllegung von landwirtschaftlichen Flächen zu verzeichnen ist, zumindest keine neuen Flächen hinzu kommen (KERN, 2003), kann weiterhin davon ausgegangen werden, dass die vorhandenen Geodaten alle derzeitigen landwirtschaftlichen Flächen umfassen[10].

Eine Einschätzung von Stilllegung oder Umwidmung landwirtschaftlicher Fläche wurde über eine Verschneidung der ATKIS-Daten mit dem Landsat-Bild vorgenommen. Dabei wurden die ATKIS-Angaben zum Anbau derjenigen Landnutzung des Landsat-Bildes gegenübergestellt, die innerhalb des jeweiligen Polygons die Mehrheit der Raster-Elemente beinhalten. Die Entscheidung über eine Modifikation des ATKIS-Attribute wurde dabei Unterstützt von einer grafischen Überlagerung der TK 25, teilweise auch durch vor Ort Besichtigungen. Es wurde schließlich die in Tabelle 10-7 dargestellte Matrix aufgestellt und die ATKIS-Attribute entsprechend geändert.

Desweiteren wurden den ATKIS-Flächen innerhalb des Testgebietes, die als Hopfenfeld attributiert waren, nach vor Ort Besichtigungen die Klasse Weingarten zugewiesen. Die betreffenden Polygone entsprachen einer Fläche von 43,6 ha.

Eine abschließende Überprüfung fand durch einen Abgleich der ATKIS-Flächen mit den insgesamt beim EBZI gemeldeten, landwirtschaftlichen Flächen statt. Dies sind zwar nicht alle landwirtschaftlichen Flächen, aber zumindest diejenigen Flächen, für die ein Kulturpflanzenausgleich gezahlt wird sowie natürlich solche, die über das MEKA Programm abgewickelt werden. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass diese Flächenangaben die tatsächlich landwirtschaftliche genutzten Flächen sehr gut treffen.

Der mittlere Fehler im Einzugsgebiet lag bei 7 %. Erwartungsgemäß war er in kleineren Gemarkungen eher größer als in größeren Gemarkungen. Angesichts der Tatsache, dass in diesem Fehler auch die nicht gemeldeten, aber tatsächlich landwirtschaftlich genutzten Flächen enthalten sind, ist der tatsächliche Fehler, der sich aus in ATKIS vorhandenen, aber inzwischen stillgelegten Flächen ergibt, als sehr klein zu bezeichnen.

---

[10] Da es sich bei dem hier untersuchten Gebiet um ein landwirtschaftliches Vorzugsgebiet handelt, wird die Flächenstillegung sicher in weit geringerem Umfang vollzogen als in weniger intensiv genutzten Gebieten.

Tabelle 10-7: Vorgehensweise bei der Aktualisierung der Attribute der ATKIS-Daten zur Anbaufläche

Mehrheits-Landnutzung in Landsat	Attributierung in ATKIS	Vorgehen (Begründung)
Siedlungsbereiche & großflächig versiegelte Bereiche	alle	Die Flächen wurden aus den weiteren Betrachtungen exkludiert. (Es wird angenommen, dass diese Flächen, die sich durchweg in der Nähe von Siedlungen befinden, inzwischen bebaut sind.)
Ackerflächen	Ackerland	keine Änderung (Attribut verifiziert)
	Weingarten	keine Änderung (ATKIS Attribut durch TK 25 bestätigt)
Weinbau	Weingarten	keine Änderung (Attribut verifiziert)
	Ackerland	keine Änderung (ATKIS Attribut durch TK 25 bestätigt, eine Umwidmung von Ackerland zu Weingarten erscheint zudem deutlich unwahrscheinlicher als eine Fehlklassifizierung des Landsat-Bildes für Weinbau.)
Intensivobstbau incl. Strauchobst	Ackerland	Die Klassifizierung des Landsat-Bildes wird übernommen. (vor Ort Besichtigung)
Brachflaechen (bewachsen)	Ackerland	Keine Änderung (vor Ort Besichtigung)
unvers., unbew. Flaechen (Kies, Steinbr., Bahn)	Ackerland	Die Fläche wurde aus den weiteren Betrachtungen exkludiert. (Die Fläche war zum Zeitpunkt der Satellitenaufnahme offensichtlich eine Baustelle)
intensive Gruenlandnutzung	Ackerland / Weingarten	keine Änderung (Es wird nach Sichtung der TK 25 und vor Ort davon ausgegangen, dass es sich um Fehlklassifizierungen des Landsat-Bildes handelt).
locker baumbestandene Bereiche (Streuobst, Kleing.)	Ackerland	Übernahme des Landsat-Attributs (Es wird angenommen und ist durch vor Ort Besichtigungen bestätigt, dass diese Flächen zwischenzeitlich extensiviert sind.)
	Weingarten	Übernahme des Landsat-Attributs, falls in beiden LANDSAT - Bildern nicht Weingarten als Landnutzung klassifiziert wurde. Attributs (Es wird angenommen und ist durch vor Ort Besichtigungen bestätigt, dass diese Flächen zwischenzeitlich extensiviert sind.)
Laubwald, Auwald	Ackerland	Übernahme des Landsat-Attributs (Es wird angenommen, dass die Fläche inzwischen extensiviert wurde).

Die somit überarbeiteten und validierten ATKIS-Daten der landwirtschaftlichen Anbauflächen wurden genutzt zur Abgrenzung eines Schlages im Sinne der ABAG, also der kleinsten räumlichen Einheit. Diese sind dabei nicht unbedingt mit den tatsächlichen Schlägen identisch, wie die Gegenüberstellung der Häufigkeitsverteilungen der Schlaggrößen in Abbildung 10-6 zeigt. Zu sehen sind die Häufigkeitsverteilung aus dem InVeKoS (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem der EU) bzw. aus dem Modell von MÖVIUS für drei Gemeinden im Kraichgau (beide aus MÖVIUS, 1999) sowie die Verteilung der im hier bearbeiteten Projekt genutzten „Schläge“ für das obere Einzugsgebiet des Kraichbaches.

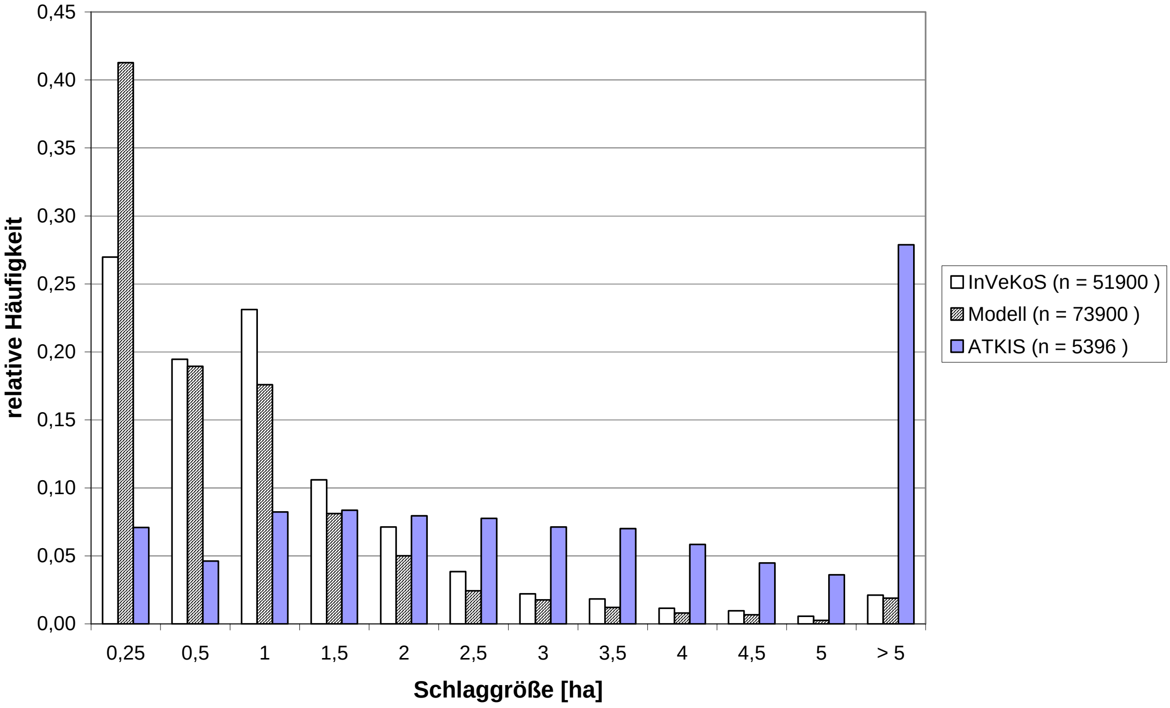


Abbildung 10-6: Relative Schlaggrößen im Kraichgau nach InVeKoS, dem Modell von MÖVIUS (1999) und den im Projekt genutzten ATKIS-Daten

Dabei ist jedoch ein entscheidender Unterschied zu beachten: Im Modell von MÖVIUS wurden die tatsächlichen Schläge einzeln identifiziert. Für die ABAG sind Schlaggrenzen jedoch nur relevant, wenn „sie Sedimentation bewirken und kein Wasser auf den darunterliegenden Schlag überlaufen kann, sondern quer zum Hang langsam abgeleitet wird." (SCHWERTMANN et al., 1987). Diese Funktion kommt den mit einer ATKIS-Schlaggrenze einhergehenden Struktur sicher zu, wie durch eine Überlagerung im GIS bestätigt werden konnte: Die in der TK 25 wiedergegebenen (Haupt-)Wirtschaftswege und Verbindungswege (UIS Bezeichnung 3b_l und 3c_l) grenzen in jedem Fall einen ATKIS-Schlag ab und sind somit im Modell in ihrer ableitenden Funktion erfasst. WIESER (1992) bestätigt in ähnlichem Zusammenhang die Übereinstimmung von Wegenetz und Schlagstruktur im ackerbaulich genutzten Gebiet rund um Querfurt.

Eine Differenzierung der Ackerfrüchte auf Schlagebene findet im hier genutzten Modell nicht statt (s. Abschnitt zum C-Faktor), eine Unterteilung der ATKIS-Schläge in die tatsächlichen Schläge ist also auch aus diesem Grund nicht nötig.

Eine weitere Grenze, die bei der Berechnung der Hanglängen gesetzt wurde, stellt das Gerinnenetz dar, welches den natürlichen „unteren Punkt" der erosiven Hanglänge darstellt (SCHWERTMANN et al., 1987). Dieses wurde ausgehend vom digitalisierten Flussverlauf (ATKIS-Daten) ermittelt, ist aber nicht mit diesem identisch, da auch Tiefenlinien in der Landschaft berücksichtigt werden, die nur bei stärkeren Niederschlagsereignissen Oberflächenabfluss aufweisen.

Für diesen Zweck wurden zunächst Gräben, die im ATKIS-Datensatz nicht enthalten, aber auf der TK 25 verzeichnet sind, dem Datensatz hinzufügt. Diese Arbeit beschränkte sich im Rahmen der Erosionsberechnung auf Gräben, die einen Anschluss an das Gewässernetz haben und z.B. nicht als Außengebiet ins Kanalnetz geleitet werden. Das so erhaltene Netz

wurde in das DHM eingebrannt[11], um ein Fließen des später berechneten Gerinnes in diesen Bahnen zu gewährleisten.

Die Bestimmung der Tiefenlinien im Relief kann nun über die Abflusskonzentration jeder Zelle erfolgen. Hierzu wird der Befehl flowaccumulation verwendet, der jeder Rasterzelle die Anzahl der in sie entwässernden Zellen zuweist, was der Einzugsgebietsfläche des Rasters entspricht. Durch Selektion der Rasterzellen, die einen benutzerdefinierten Schwellenwert überschreiten, wird das Gerinnenetz gebildet. SOMMER & MURSCHEL (1999) nehmen bei einer Auflösung ihres DHMs von 50 m * 50 m an, dass mindestens 10 Zellen in ein Raster entwässern müssen, damit dort eine Tiefenlinie definiert werden kann. Dies entspricht einer Fläche von 2,5 ha, welche auch im Projekt genutzt wurde. Im Skript kann auch die Größe dieser Fläche vom Benutzer gewählt werden, so dass andere Werte berechenbar sind, dies kann vor allem in anderen Naturräumen nötig sein.

Zur Überprüfung des gewählten Schwellenwertes wird eine detailliertere Betrachtung im Einzugsgebiet des Weiherbachs vorgenommen. Der Wasser- und Stofftransport im Einzugsgebiet des Weiherbachs, der bei Münzesheim in den Kraichbach mündet, wurde auf Grund mehrerer Forschungsprojekte bereits genauer untersucht. Abbildung 10-7 zeigt das Gerinnenetz, wie es MAURER (1997) für kleinskaligere Studien verwendet, sowie das in dieser Arbeit berechnete Entwässerungssystem. Zu beachten ist hierbei, dass der Weiherbach bei Maurer nicht bis zur Mündung in den Kraichbach dargestellt ist (vgl. Ausschnitt in Bild a). Beim Vergleich der beiden Abbildungen ist eine Übereinstimmung der Lage und der Größenordnungen der Tiefenlinien zu erkennen, so dass die Wahl des Schwellenwerts von 2,5 ha plausibel erscheint.

Im Anschluss an die Berechnung des Gerinnenetzes bietet das Skript die Möglichkeit, dieses auszudünnen[12]. Ein Ausdünnen verhindert doppelte und parallel laufende Stränge, gleichzeitig gehen jedoch auch viele kleinere Äste, vor allem an den Enden der Gerinnearme, verloren. Nach intensiven Begehungen vor Ort kam SCHMITZ (2004) zu dem Ergebnis, dass das nicht ausgedünnte Gerinne die tatsächlichen Verhältnisse besser wiedergeben. Entsprechend wurde das Ausdünnen im Projekt nicht durchgeführt.

Innerhalb der Grenzen der ATKIS-Schläge und des Gerinnenetzes wurde die für die Berechnung der dABAG nötigen Hanglängen im GIS ermittelt: Über eine Script-Programmierung wurde dabei jeder Zelle ein Wert für die gesamte Hanglänge des Hanges, auf dem sie liegt, zugewiesen (Parameter l), ein Wert für die Hanglänge bis zu ihrer oberen Grenze (Parameter l_{i-1}) sowie ein Wert für die Hanglänge bis zu ihrer unteren Grenze (Parameter l_i)[13]. Über ein gesondert erstelltes Wichtungs-GRID wurde zudem bei Zellen, die am Rande der Fläche liegen, eine halbe Zellenbreite zum Fließweg hinzuaddiert.

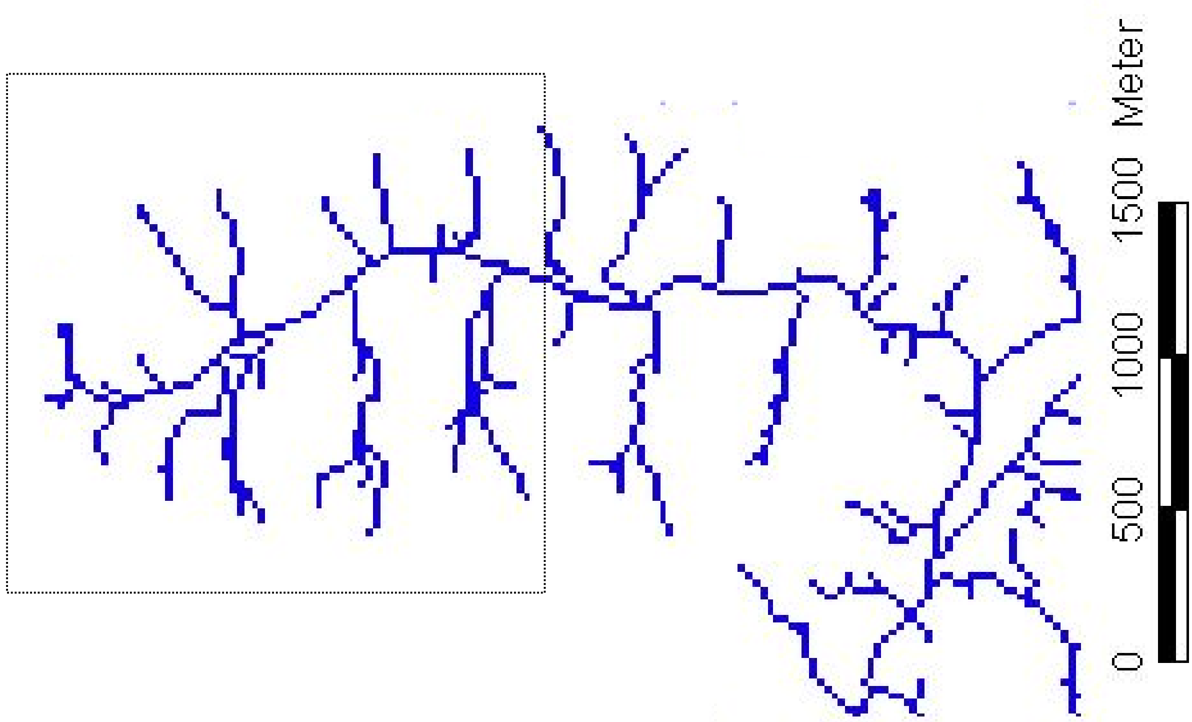
Eine zusätzliche Unterbrechung der Berechnung der Hanglänge findet an den Stellen statt, an denen die Hangneigung von einer Zelle zur nächsten um einen bestimmten Prozentsatz abnimmt. Somit wird berücksichtigt, dass an Hangabschnitten, an denen die Neigung stark abfällt, eher eine Nettodeposition stattfindet, als eine Nettoerosion. Die Bedingung ist als Hickey-Algorithmus in der Literatur bekannt und geht auf HICKEY et al. (1994) zurück, welche als Default-Wert 50 % vorschlagen. Im Skript kann der Wert jedoch vom Nutzer/der Nutzerin frei gewählt werden.

---

[11] Der Betrag, um den eingebrannt wird, ist im Skript vom Benutzer frei definierbar, für die Zwecke dieses Projekts wurde ein Wert von 10 m gewählt.

[12] Dahinter steht der Befehl „thin“.

[13] Im Falle der Vereinigung zweier Fließwege wurde für die unterhalb liegenden Zellen der längere der beiden Fließwege in die Berechnungen übernommen.



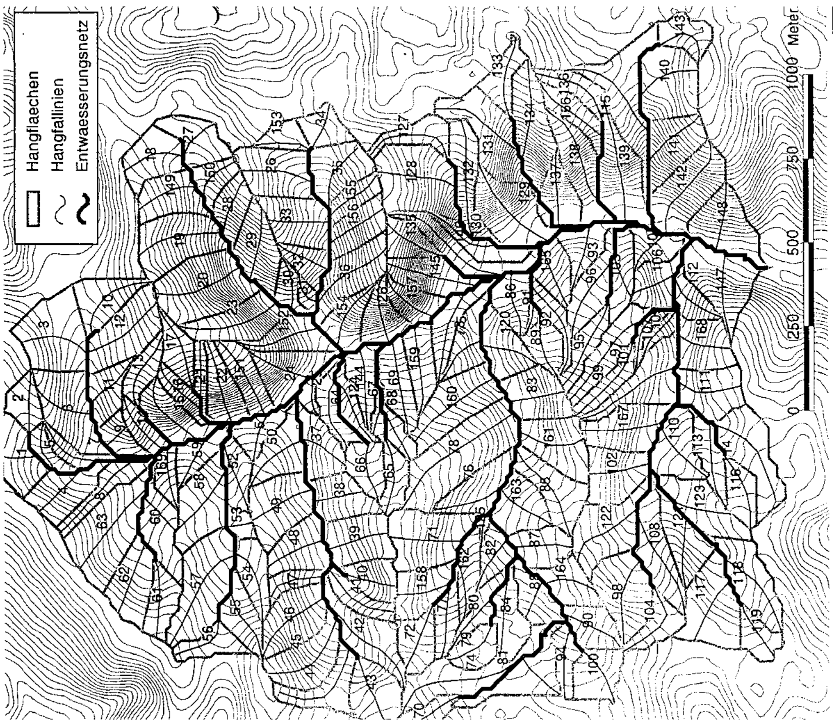


Abbildung 10-7: Gerinnenetz im Einzugsgebiet des Weiherbachs (nach der im Projekt genutzten Methode der Abflusskonzentration mit einem Schwellenwert von 2,5 ha [oben] und nach MAURER (1997) [unten]), aus MEINZINGER (2000)

Der Hanglängenexponent wurde nicht nach der von WISCHMEIER & SMITH (1978) vorgeschlagenen Funktion bestimmt, sondern über eine von MURPHREE & MUTCHLER (1981) entwickelte Gleichung. Diese hat den Vorteil, dass sie einen kontinuierlichen Verlauf aufweist. Sie ist abschnittsweise definiert und lautet:

$m = 1{,}2 \cdot (\sin \Theta)^{1/3}$ für $\Theta \leq 4°$ (Gleichung 10-3)

$m = 0{,}5$ für $\Theta > 4°$ (Gleichung 10-4)

mit: Θ = Hangneigung [°]

10.1.6 P-Faktor

Der P-Faktor gibt das Verhältnis des Bodenabtrages bei Anwendung von Schutzmaßnahmen zu dem ohne diese an. Er ist folgerichtig ebenfalls dimensionslos. Nach AUERSWALD et al. (1986) werden dabei nur sich über eine gesamte Fruchtfolge auswirkende Maßnahmen im P-Faktor berücksichtigt, während einjährige Schutzmaßnahmen sich auf den C-Faktor auswirken. Als klassisch für letzteren Fall sind Mulch- und Direktsaat zu nennen (siehe Beschreibung der Herleitung des C-Faktors).

Ein Musterbeispiel für den ersten Fall ist die Konturnutzung. SCHWERTMANN et al. (1987) geben Hinweise zur Wahl des P-Faktors für Ackerflächen, die höhenlinienparallel bewirtschaftet werden. Das Problem dieser Maßnahme ist jedoch, dass sie - abhängig von der Hangneigung - nur bis zu einer bestimmten Hanglänge und nur bei schwach erosiven Niederschlägen wirksam ist. Zudem ist sie aufgrund betrieblicher Anforderungen nicht immer durchführbar. Schließlich gibt es keine Datenbasis, aus der die Nutzungsrichtung abgelesen werden kann, so dass diese Maßnahme bei Projekten der vorliegenden Skala nicht berücksichtigt werden kann.

Auch zum Streifenanbau bzw. dem Anlegen von Getreidestreifen machen SCHWERTMANN et al. (1987) Angaben bezüglich der Wahl eines P-Faktors, diesen Verfahren wird jedoch im Testgebiet keine Bedeutung zugesprochen (KERN, 2003).

Andere Erosionsschutzmaßnahmen hingegen werden von der dABAG indirekt berücksichtigt: Eine Terassierung führt zu geringeren Hangneigungen mit kürzeren Hanglängen (LS-Faktor), die damit einhergehende Konturnutzung allerdings muss im P-Faktor berücksichtigt werden. Auch eine (in Falllinie) kürzere Feldeinteilung, als weitere kulturtechnische Maßnahme, wird in erster Linie über den L-Faktor abgebildet.

Der Erosion entgegenwirken können auch eine regelmässige Kalkung bzw. die Düngung mit organischem Dünger. Diese Aktionen verbessern/pflegen die Bodenstruktur über eine verbesserte Aggregatstabilität bzw. die Erhöhung des Humusgehalts des Bodens (FELDWISCH, 1998). Dieser Effekt findet in einer Abminderung des K-Faktors seine Berücksichtigung in der ABAG, so ist der Anteil an organischer Substanz eine der Bodeneigenschaften, die in der Gleichung zum K-Faktor verrechnet werden (SCHWERTMANN et al., 1987). Da zu diesem Parameter jedoch keine flächenhaft verfügbaren und ausreichend aktuellen Daten vorliegen, konnte diese Wirkung keine Berücksichtigung im Projekt finden.

Aus den obengenannten Überlegungen werden über den P-Faktor zu berücksichtigende Erosionsschutzmaßnahmen in den Berechnungen des Projektes nicht berücksichtigt, der P-Faktor ist gleich eins. Solche Maßnahmen sind jedoch prinzipiell sofort integrierbar. Der berechnete Bodenabtrag überschätzt durch diese Vereinfachung sicher leicht den tatsächlich stattfindenden Bodenabtrag.

10.1.7 Formparameter a

Der Formparameter a berücksichtigt den Einfluss des Hangquerprofils auf die Bodenerosion eines Hangs. Er gibt den Bodenabtrag eines (senkrecht zur Fließrichtung) beliebig geformten Hangs zu dem eines gestreckten Hangs an, so dass auch er dimensionslos ist. Seine Berechnung erfolgt nach folgender Formel (Gleichung 10-5):

$$a = A_{EZGZ} / (b \cdot l) \qquad \text{(Gleichung 10-5)}$$

mit: a = Formparameter [-]

A_{EZGZ} = Fläche des Einzugsgebiets der Zelle [m²]

b = Breite der Zelle [m]

l = (längste) Fließlänge im Einzugsgebiet / oberhalb der Zelle [m]

In seiner in der dABAG berücksichtigten Gestalt geht der Formparameter auf die Arbeit von MOORE & BURCH (1986) zum Aufbau eines physikalisch begründeten L-Faktors der USLE zurück.

Er wird über ein Skript im Geografischen Informationssystem berechnet. Die einzelnen Eingangsparameter können dabei sehr einfach aus den vorliegenden Daten bzw. aus Zwischenergebnissen vorhergehender Berechnungsschritte ermittelt werden (Einzugsgebiet der Zelle - flowaccumulation; Breite des Hanges - Breite der Zelle (unter Berücksichtigung der Fließrichtung; längste Fließlänge im Einzugsgebiet - gleich für den L-Faktor berechneter Parameter l_i).

Die Werte für den Formparameter a im oberen Kraichbach schwanken zwischen 0,72 und 4,28, der arithmetische Mittelwert beträgt 1,07. Auch dieser Faktor geht linear in die Berechnung des Bodenabtrags ein, um diesen Wert wird das Ergebnis also durch die Berücksichtigung des Hangquerprofils verändert. Abbildung 10-8 zeigt ein Histogramm der im oberen Kraichbach ermittelten Werte für den Formparamter. Man sieht, dass 70 % der Werte eins sind, die Verteilung ist - wie zu erwarten war - linksschief.

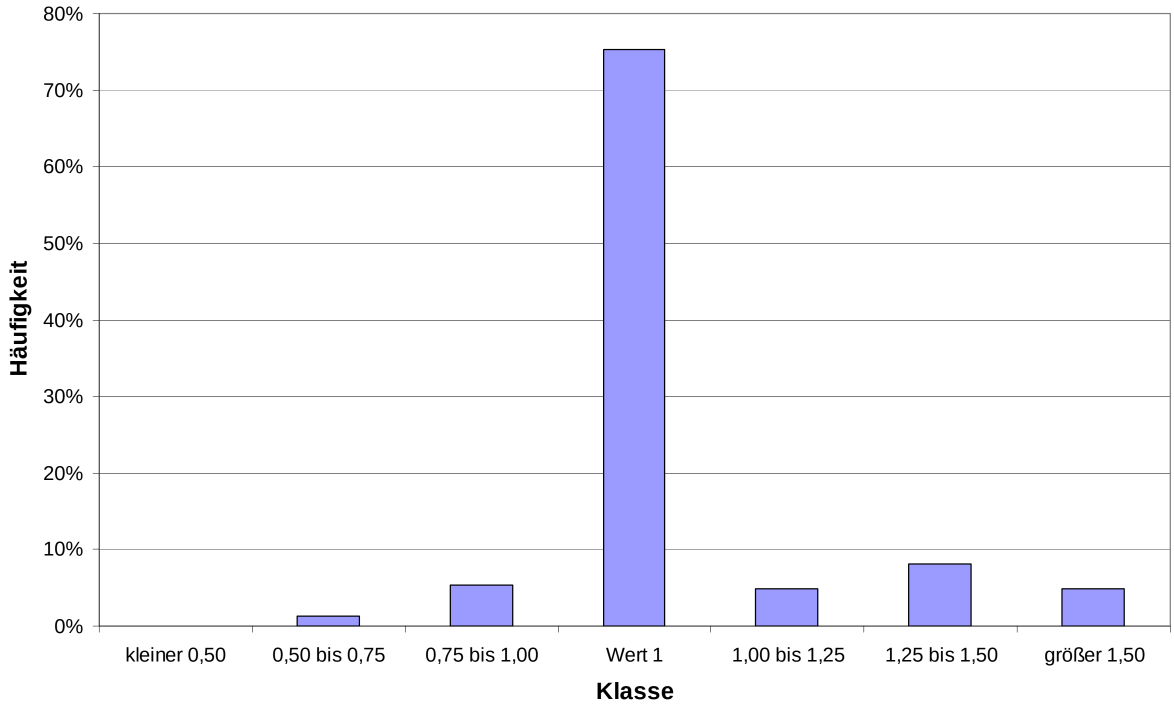


Abbildung 10-8: Histogramm der berechneten Formparameter im oberen Kraichbach Einzugsgebiet.

10.2 Analyse der Methode der Entlastungsgrenzlinie

10.2.1 Einleitung

Die Methode der Entlastungsgrenzlinie (EGL), von XANTHOPOULOS 1990 beschrieben, basiert im Gegensatz zu den zuvor beschriebenen Methoden auf der Auswertung einzelner Regenereignisse und besticht trotzdem durch Einfachheit und Transparenz. Daraus ergibt sich ein ganz direkter, qualitativer Vorteil gegenüber den Simulationsmodellen: Es ist möglich, sie in herkömmlichen Tabellenkalkulationsprogrammen umzusetzen. Aus diesem Grund wurde sie sehr genau untersucht auf ihre Anwendbarkeit zur Berechnung der entlasteten Wassermengen aus Kanalisationsnetzen hin. Auch die von XANTHOPOULOS (1990) offen gelassene Frage der Brauchbarkeit in vorentlasteten Gebieten wurde analysiert.

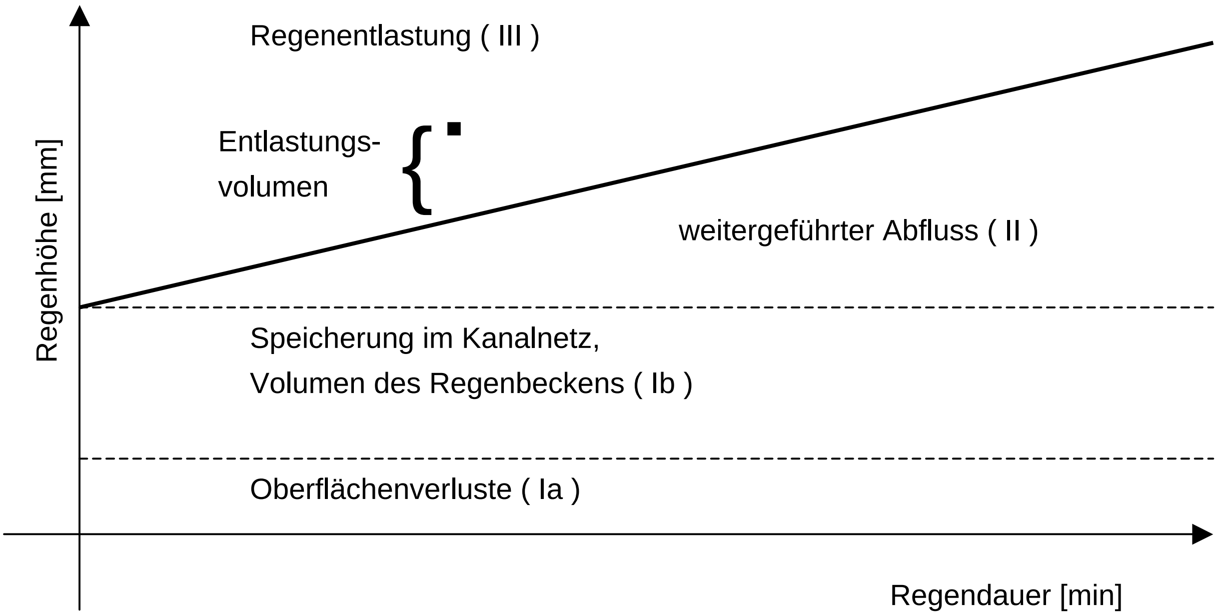


Abbildung 10-9: Schematische Darstellung der Speicherung bzw. Entlastung des Regenabflusses im Kanalnetz anhand eines Regendauer / Regenhöhen - Diagramms (aus: XANTHOPOULOS, 1990)

Abbildung 10-9 zeigt das Regendauer / Regenhöhen - Diagramm für das Verfahren der EGL, in welches jedes Niederschlagsereignis eingetragen wird. Es werden drei Breiche unterschieden: Der unter Bereich (I) beinhaltet die Oberflächenverluste (Benetzungs - und Muldenverluste, Teilbereich Ia) sowie die Speicherwirkung des aktivierbaren Kanalnetz-volumens und das Volumen des angeordneten Regenbeckens (Teilbereich Ib), jeweils bezogen auf die befestigten Flächen. Der Bereich II spiegelt die Wirkung der Drossel wieder. Seine obere Begrenzung entspricht der Abflusssummenlinie des Regenabflusses in der Drossel, ebenfalls bezogen auf die befestigten Flächen. Als Summe ergibt sich die Entlastungsgrenzlinie.

Liegt ein Regenereignis (charakterisiert durch seine Regenhöhe und -dauer) im ersten oder im zweiten Bereich, so tritt entweder kein Oberflächenabfluss auf oder dieser wird im Kanalnetz bzw. im Regenbecken zwischen gespeichert und zeitverzögert in Richtung Kläranlage weitergeleitet. Die Regenentlastung wird aktiviert, wenn ein Regenereignis im Bereich III, oberhalb der Entlastungsgrenzlinie, liegt. Die entlastete Wassermenge lässt sich

in diesem Fall aus dem Abstand zwischen dem Punkt, der das Regenereignis darstellt, und der Entlastungsgrenzlinie bestimmen.

In einer genaueren Untersuchung sollen nun, um die Modellwahl zu unterstützen, Ergebnisse der EGL näher untersucht werden:

Da im Rahmen des Projektes auch ein hydrologisches Kanalnetzsimulationsmodell (Programm SMUSI) aufgestellt wurde[14], konnten die Ergebnisse der EGL mit denen eines deterministischen Modells verglichen werden. Die Simulationsergebnisse wurden dabei als zuverlässig(er) eingeschätzt, sie repräsentieren im Rahmen dieser Teiluntersuchung die „Realität", mit der die Ergebnisse der EGL verglichen wurden. Um den direkten Vergleich zu vereinfachen, wurden die Muldenverluste bei der Berechnung mit der EGL den gemittelten Muldenverlusten der SMUSI-Flächen im Einzugsgebiet des jeweils untersuchten Entlastungsbauwerks gleichgesetzt (gewichtet über die undurchlässigen Flächen). Die Benetzungsverluste wurden in beiden Methoden konstant mit 0,5 mm angenommen.

Als Testniederschläge wurden die von der LfU für den Untersuchungsraum zur Verfügung gestellten Niedsim-Daten genutzt, die stets für eine Zeitspanne von 30 Jahren vorliegen, welcher im Sinne des ATV Arbeitsblattes 118 (ATV, 1999) für eine Untersuchung dieser Art gut ausreichen. Sie liegen in 5 Minuten Auflösung vor und sind in Hundertstel-Millimeter ausgewiesen, was die im Folgenden auftretende Einheit [0,01 mm/5 min] erklärt.

Vier Regenbauwerke des Untersuchungsgebietes wurden bezüglich ihres Entlastungsverhaltens im willkürlich gewählten Niedsim-Jahr 1965 eingehend untersucht. Für ein Bauwerk wurde schließlich der Vergleich über die gesamten 30 Jahre durchgeführt.

10.2.2 Aufbereitung der Niederschlagsdaten

Ein Hauptproblem der Methode der EGL liegt darin, dass für diese keine Niederschlagskontinua verwendet werden können, sondern nur Einzelregenereignisse, von denen ausgegangen wird, dass sie als Blockregen aufgetreten sind. Dies lässt schon a priori darauf schließen, dass das Entlastungsvolumen von Regenereignissen um so besser von der EGL berechnet wird, je ähnlicher deren Verlauf dem eines Blockregens ist. Weicht der Niederschlagsverlauf zu stark von der Blockform ab, so gibt es während eines Ereignisses Zeitpunkte, zu denen die Drossel weniger als den eigentlichen Drosselabfluss realisiert. Die EGL-Berechnung geht jedoch von einem definierten, konstanten Drosselabfluss aus, bilanziert somit zu viel Volumen als über die Drossel abgeführt und unterschätzt in der Konsequenz in solchen Fällen die entlasteten Wassermengen.

Diese Überlegung zeigt aber auch, dass ein Netz mit großen Speichern (in Form von Becken- oder aktivierbarem Kanalvolumen) „blockregen-unähnliche" Niederschlagsereignisse durch die Speicherwirkung ausgleichen kann, womit die Ergebnisse der EGL wieder besser werden.

Ein weiteres Problem ergibt sich im vorliegenden Anwendungsfall durch die Nutzung großer Datenmengen (alleine ein Jahr Niedsim-Daten entspricht über 100.000 einzelnen 5-Minuten Werten). Diese lassen nur eine automatisierte Umwandlung des Niederschlagskontinuums in einzelne Regenereignisse zu. Während dies technisch mittels der Programmsprache der Tabellenkalkulation mit vertretbarem Aufwand gelöst werden konnte, war es nicht so einfach, die Regeln für die Abgrenzung der Regenereignisse zu Parametrisieren.

Zum Einen muss dabei die Grenztrockendauer bestimmt werden, also der zeitliche Abstand, ab dem zwei Niederschlagsereignisse als unabhängig betrachtet werden (was im

[14] Näheres zum hydrologischen Modell und der Erfassung der Eingangsdaten wird in den folgenden Kapiteln erläutert.

Wesentlichen bedeutet, dass die Speicher geleert sind). Sie ist abhängig von der Fließzeit im Gebiet sowie der Entleerungszeit der Speicher, was offenbart, dass sie für jedes Entlastungsbauwerk gesondert ermittelt/geschätzt werden muss.

Zum Zweiten muss eine Grenze bestimmt werden, ab der ein 5-Minuten-Niederschlags-Wert überhaupt zur Definition von Niederschlagsbeginn oder -ende herangezogen wird[15]: In dem Kontinuum der Niederschlagsdaten gibt es immer wieder Einzelwerte von z.B. 4 [0,01 mm/5 min], welche für sich genommen keinen „ernstzunehmenden“ Niederschlag darstellen. Liegt nun ein solcher Wert genau zwischen zwei Regenereignissen, die zeitlich etwas weniger als das doppelte der Grenztrockendauer voneinander getrennt sind, so würde dieser „Streuwert“ dazu führen, dass die beiden Ereignisse zu einem zusammengefasst würden. Im Sinne obengenannter Problematik (Blockregen) wäre eine deutliche Unterschätzung der entlasteten Wassermenge die Folge.

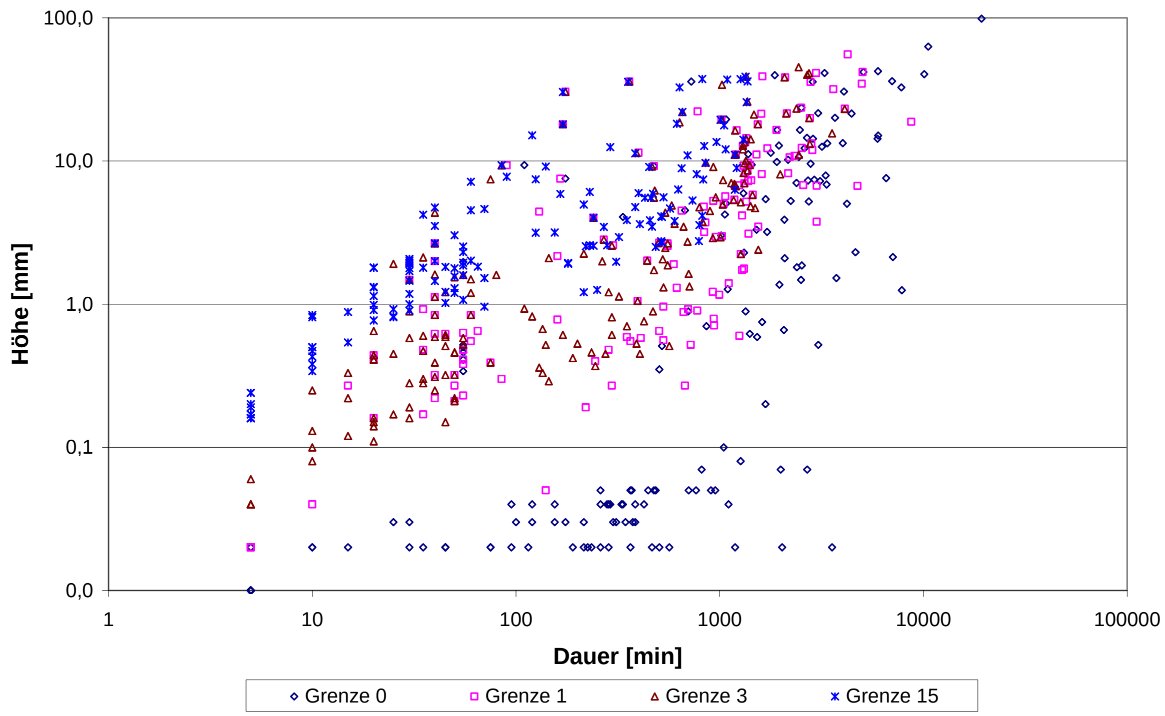


Abbildung 10-10: Unterschiedliche Definitionen von Einzelregenereignissen bei Variation des Wertes für die Grenze (Grenztrockendauer gleichbleibend 6 h), Niedsim Jahr 1965

Abbildung 10-10 zeigt die unterschiedliche Definition der Einzelregenereignisse eines Jahres bei Variation allein des Wertes für die Grenze (Grenztrockendauer gleichbleibend 6 h). Die Bestimmung des Wertes für die Grenze konnte im Rahmen dieser Untersuchung nur „empirisch“ vorgenommen werden, indem die Einzelregenereignisse unter Verwendung verschiedener Kombinationen von Grenze und Grenztrockendauer bestimmt wurden. Das per EGL bestimmte Entlastungsvolumen wurde dann mit dem von SMUSI berechneten verglichen. Iterativ konnte sich so der für das Becken (und das Niedsim-Jahr) optimalen Kombination genähert werden.

---

[15] Im Gegensatz zur aus der Urbanhydrologie bekannten Grenzregenspende wird hier nur in der Festlegung von Ereignisbeginn und -ende ein Vergleich mit der Grenze durchgeführt. In den der Ereignisdefinition folgenden Arbeitsschritten werden die „Originalwerte“ genutzt.

10.2.3 Regenüberlauf Menzingen

Zuerst wurde der Regenüberlauf in Menzingen (RMG) untersucht. Die EGL für dieses Bauwerk führte nach keiner der untersuchten Kombinationen zu einer Entlastung. In SMUSI jedoch wurde an drei Ereignissen entlastet, und zwar insgesamt immerhin ein Volumen entsprechend 27,1 mm (gleich 4 % Entlastungsrate). Die Entlastungsgrenzlinie und die Ereignisse, die aus den Niedsim-Regendaten abgegrenzt wurden mit der Kombination einer Grenze von 15 [0,01 mm/5 min] und einer Grenztrockendauer von einer Stunde, sind in Abbildung 10-11 zu sehen.

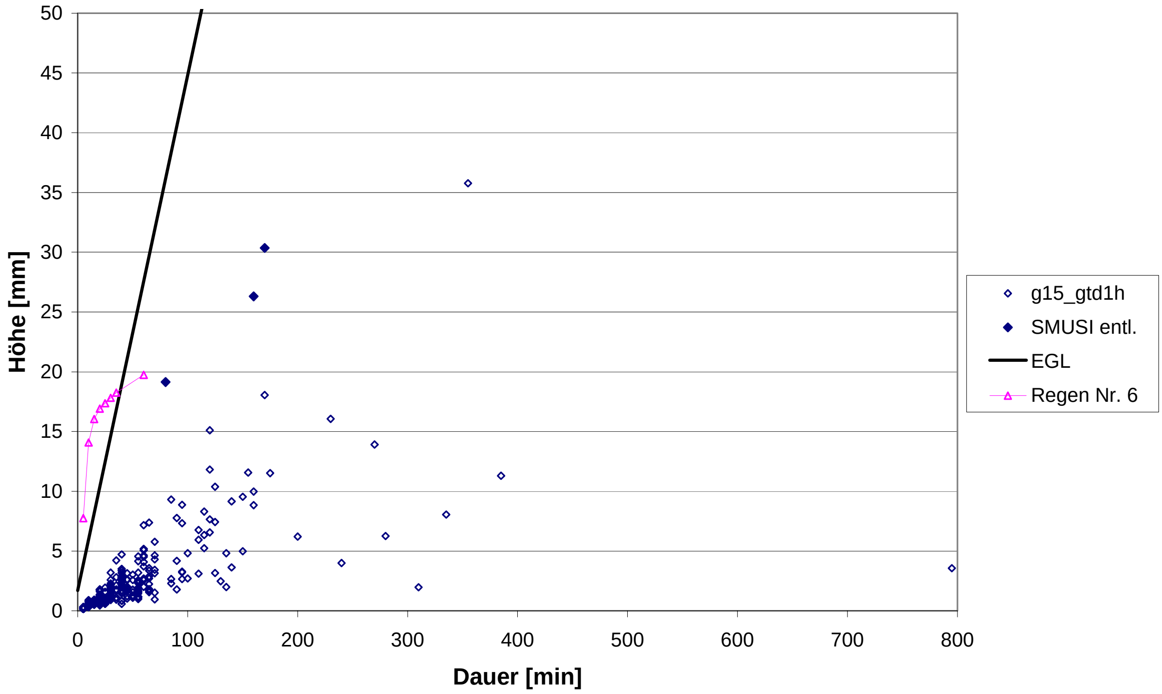


Abbildung 10-11: Entlastungsgrenzlinie des Regenüberlaufs Menzingen sowie die abgegrenzten Regenereignisse (Grenze: 15 [0,01 mm/5 min], Grenztrockendauer: 1 h), Rauten mit Füllung: Ereignisse, die in SMUSI zu Entlastungen führten, Linie mit Dreiecken: per Hand ausgewertetes Regenereignis „Nr. 6“

Ein wesentlicher Grund hierfür wurde in der automatisierten Auswertung des Niederschlagskontinuums vermutet. Abbildung 10-12 zeigt beispielhaft das SMUSI Regenereignis Nr. 6 des Jahres 1965, welches in SMUSI zu einer Entlastung führte: den Verlauf der Niedsim-Ausgangsdaten sowie die daraus automatisiert hergestellten Blockregen (Grenze 15 [0,01 mm/5 min], Grenztrockendauer 1 h). Man erkennt, wie die kurzzeitige Spitze durch die Umformung in einen Blockregen „eingeebnet“ wurde, wodurch der Abfluss, der zur Entlastung führt, nicht mehr erreicht wurde.

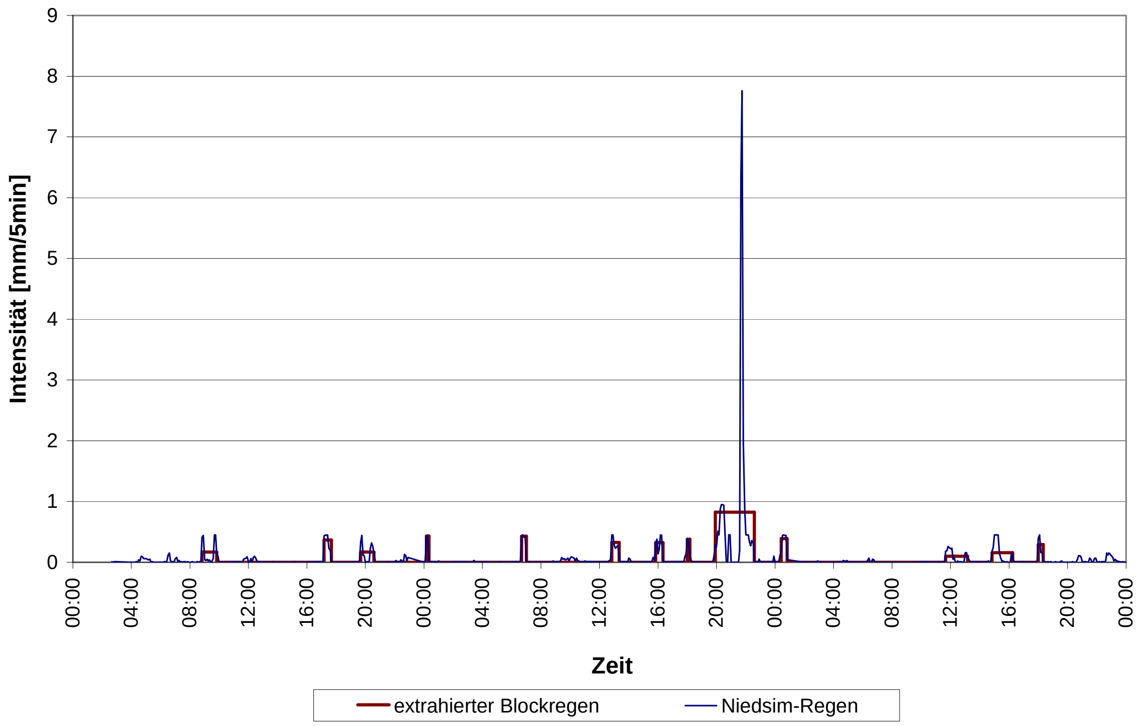


Abbildung 10-12: Niedsim-Ausgangsdaten sowie die daraus automatisiert hergestellten Blockregen (Grenze 15 [0,01 mm/5 min], Grenztrockendauer 1 h) des SMUSI Regenereignis Nr. 6 des Jahres 1965

Zum Test dieser Hypothese wurde das Regenereignis per Hand ausgewertet. Dabei wurden, angefangen bei 5 Minuten, schrittweise längere Regenabschnitte so ausgewählt, dass sich für den ermittelten Blockregen jeweils die größte Regenintensität ergab. Diese „Auswertungsreihe“ ist ebenfalls in dem Diagramm der EGL dargestellt (Abbildung 10-11, Linie mit Dreiecken). Man erkennt dort, dass diese „Handauswertung“ für Regenabschnittslängen bis zu 35 Minuten dazu führt, dass dieses Regenereignis auch von der EGL als entlastungsrelevant erkannt wird.

Allerdings lag selbst die maximale, auf diese Art ermittelte Entlastungswassermenge[16] noch 14 % unter der von SMUSI berechneten. Dies wiederum ist zu erklären durch den in diesem Fall hohen Abfluss von unversiegelten Flächen, die bei der EGL nicht berücksichtigt werden. Beim genauer untersuchten Regenereignis zeichnen diese verantwortlich für 35 % des dem RMG zulaufenden Abflusses. In der Konsequenz kann die EGL - unversiegelte Flächen außen vor gelassen - das Entlastungsvolumen also sogar überschätzen, was auf eine Vergleichmäßigung des Abflusses durch die Fließzeit auf den Oberflächen und in den Haltungen im realen System zurückzuführen ist (eine Fließzeit wird in der EGL nicht berücksichtigt). Eine händische Auswertung dieses Niederschlagsereignisses hätte einen Fehler von weniger als 10 % ergeben, was als gutes Ergebnis zu bezeichnen ist.

10.2.4 Regenüberlaufbecken Menzingen

Das Regenüberlaufbecken Menzingen (BMG) ist durch den oben beschriebenen RMG vorentlastet. Aufgrund der folgenden Überlegung wurde die Berechnung des BMG mittels der Methode der EGL als unkritisch angesehen: Regenüberläufe (RÜ) entlasten gegenüber Regenüberlaufbecken (RÜB) aufgrund des deutlich größeren spezifischen Drosselabflusses

[16] dabei wurde das Regenereignis definiert mit einer Dauer von 10 Minuten

wesentlich seltener. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass, wann immer der Regenüberlauf RMG entlastet, sein Drosselabfluss auf ein RÜB Menzingen trifft, das ebenfalls entlastet[17]. Die Summe des entlasteten Mischwassers ändert sich somit nicht, wenn man für Berechnungen den RMG gedanklich entfernt bzw. selbst wenn man dies tatsächlich tun würde[18]. Lediglich der Ort der Entlastungen verschiebt sich.

Wendet man die EGL auf vorentlastete Gebiete dieser Art an, so muss lediglich beachtet werden, dass das Ergebnis dem eines „Zentralbeckens“ entspricht: Es muss die gesamte oberhalb des Beckens angeschlossene, versiegelte Fläche in die Berechnungen eingehen und der Vergleich mit anderen Methoden muss inklusive der Summe der Entlastungsvolumina oberhalb des betrachteten Beckens erfolgen.[19]

Wird nun die EGL auf das BMG angewendet, so ergab die beste Kombination von Grenze und Grenztrockendauer (g15, gtd2h) ein Jahresentlastungsvolumen, welches gerade einmal 48 % des von SMUSI berechneten Wertes entsprach. Als sensitiv stellten sich die in der EGL zu definierenden Mulden- und Benetzungsverluste heraus: wurden sie versuchsweise zu Null gesetzt, so wird eine Jahresentlastungsvolumen berechnet, welches 65 % des von SMUSI berechneten entspricht.

Dabei ist es nicht unseriös, die Verluste zu Null zu setzen: Durch die kurze Grenztrockendauer (welche wiederum durch die kurzen Fließzeiten zum und Entleerungszeiten des Beckens gerechtfertigt sind) werden Regenereignisse, die durch mehrere Teilereignisse gekennzeichnet sind, als Einzelregenereignisse ausgewiesen. Ihnen werden in der Logik der EGL die vollen Verlusthöhen abgezogen, obwohl sie gut zwei Stunden nach dem letzten Niederschlagsereignis sicher auf zumindest noch teilgefüllte Mulden treffen und auch Benetzungsverluste nicht in voller Höhe anzusetzen wären.

Problematisch an diese Lösung ist natürlich, dass die Frage der Verlusthöhen bzw. von Vorregen zwar im Einzelfall geklärt werden kann, jedoch nicht in der hier anvisierten, „automatisierten“ Herangehensweise. Ein Schönheitsfehler bei der Definition ereignisspezifischer Verlusthöhen wäre zudem der Verlust für die Einfachheit und Transparenz der EGL, da eine grafische Darstellung des Entlastungsbeginns über *eine* Entlastungsgrenzlinie nicht mehr möglich wäre: Der Entlastungsbeginn hinge nicht mehr nur von Dauer und Höhe des Ereignisses ab. Eine mögliche Lösung hierfür wird am Ende dieses Kapitels vorgestellt.

Eine weitere Fehlerquelle in den Berechnungen nach der EGL konnte in den darin angenommenen konstanten Drosselabflüssen gefunden werden. Viele beim BMG entlastungsrelevante Regenereignisse zeichnen sich dadurch aus, dass sie wenig intensiv sind und sich über einen längeren Zeitraum hinziehen. So z.B. auch das Ereignis „Nr. 2“ vom 27.01.1965. Die zum gespeicherten Volumen im Becken bei diesem Ereignis gehörende Ganglinie aus SMUSI ist in Abbildung 10-13 gezeigt.

---

[17] für den RMG und das BMG im Niedim Jahr 1965 wurde dies überprüft und konnte in jedem Fall bestätigt werden

[18] Dies gilt nur unter der Voraussetzung, dass die Kapazität der den Drosselabfluss des RMG weiterleitenden Kanäle ausreicht, was aber von keiner der verwendeten Methoden erfasst wird.

[19] Eine von SHAO (2002) vorgeschlagene Modifikation der Entlastungsgrenzlinie zur Anwendung dieser in vorentlasteten Gebieten musste verworfen werden, da diese von einheitlich definierten Regenereignissen ausgeht. Wie später noch gezeigt wird, muss die Abgenzung der Niederschlagsereignisse jedoch beckenspezifisch erfolgen.

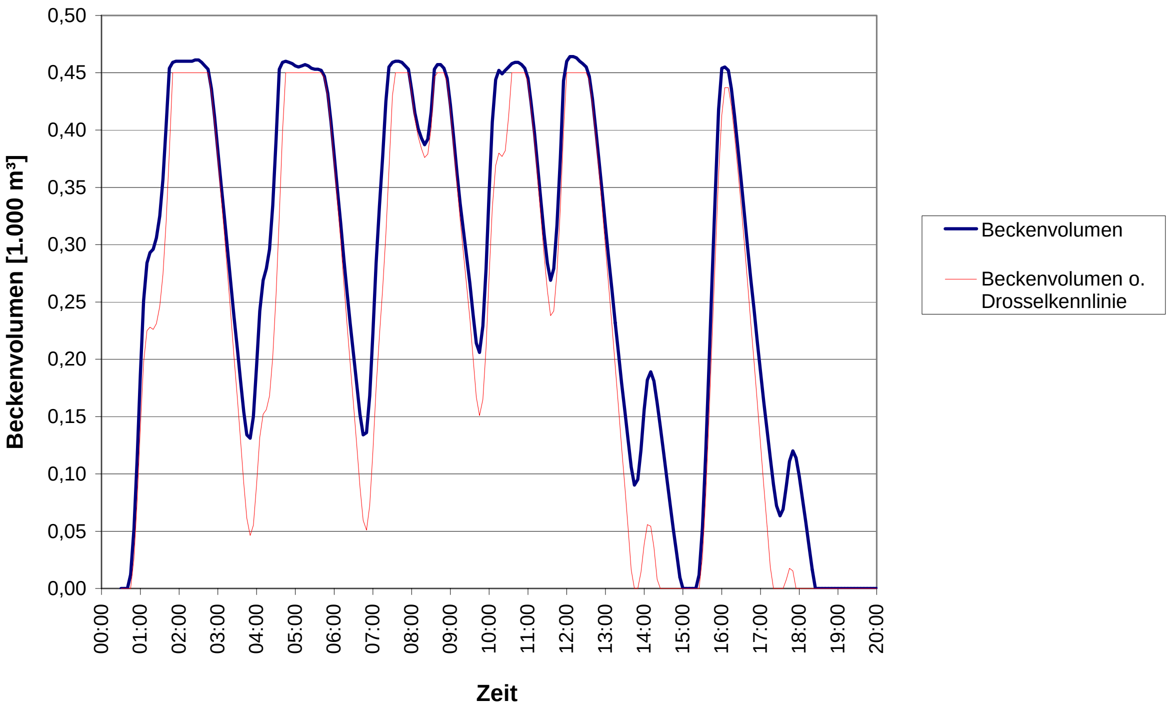


Abbildung 10-13: Ganglinie des im Becken BMG gespeicherten Volumens aus SMUSI während des Niedsim-Ereignisses „Nr. 2“ in der Variante mit (breite Linie) und ohne (schmale Linie) Ansatz einer Drosselkennlinie

Aufgrund der geringen Intensität des Ereignisses kommt es immer wieder dazu, dass das Becken sich (zumindest teilweise) entleert. Wie bereits am Beginn dieses Kapitels erwähnt, führt die Drosselkennlinie dazu, dass bei niedrigem Beckenfüllstand die reale Drosselabflussleistung sinkt, die EGL berechnet folglich zu wenig Entlastungsvolumen. Ganz extrem gilt dies natürlich für Zeiträume, in denen das Becken vollkommen entleert ist (beim Ereignis „Nr. 2“ z.B. kurz nach 15:00 Uhr).

Durch die Ganglinie wird jedoch auch klar, warum die Beckenfüllung ab 15:20 Uhr bei der automatischen Abgrenzung von Regenereignissen nicht als weiteres Regenereignis erkannt wurde: Ein kleiner Nachregen kurz vor 14:00 Uhr führte dazu, dass die Grenztrockendauer erst ab diesem Zeitpunkt bemessen wurde, dabei traf der Abfluss dieses Nachregens auf ein fast vollkommen entleertes Becken und reichte selbst nicht aus, das Becken wieder vollständig zu füllen. Der Zeitraum zwischen Ende des letzten Teilniederschlags und vollständiger Entleerung des Beckens war also bei diesem Ereignis sehr kurz.

Die Ganglinie des im Becken gespeicherten Volumens einer weiteren SMUSI Simulation dieses Ereignisses, allerdings ohne Drosselkennlinie (mit einer Trennschärfe von 1), ist in Abbildung 10-13 als schmale Linie eingezeichnet. Wird das Ergebnis der EGL auf diese SMUSI Berechnungsvariante bezogen, so gleicht sich das Ergebnis der EGL für das Ereignis „Nr. 2“ dem SMUSI Ergebnis um 2 %-Punkte besser an. Aus Abbildung 10-13 ist auch zu erkennen, warum die Annäherung nicht größer ausfällt: Bei der zweiten Berechnung ergeben sich längere Leerstandszeiten für das Becken, die den positiven Effekt auf das Ergebnis teilweise wieder ausgleichen.

Der Abfluss von durchlässigen Flächen ist auch für das BMG eine nicht zu vernachlässigende Fehlerquelle: Das von SMUSI berechnete Jahresentlastungsvolumen sinkt um 17 %, wenn dieser von der Simulation exkludiert werden. Das von der EGL berechnete Volumen beträgt auf diese Berechnung bezogen 56 %.

Dabei sind nicht nur die kurzen, intensiven Ereignisse von Relevanz für den Abfluss von unversiegelten Flächen, sondern auch langgestreckte Ereignisse mit Intensitäten von bis zu 100 [0,01 mm/5 min] (entsprechend 33 l/s*ha). Der Anteil des Abflusses unbefestigter Flächen am Gesamtabfluss einzelner Ereignisse beträgt bis zu 48 %. Anzumerken bleibt noch, dass Regenereignisse wie das Ereignis Nr. 2 (langestreckt, niedrige Intensität), einen erheblichen Anteil am gesamten Entlastungsvolumen haben: von den 8 größten Regenereignissen im Jahr 1965, auf die 69 % des Gesamtentlastungsvolumens zurückzuführen ist, kann der Hälfte diese Charakteristik zugewiesen werden.

10.2.5 Regenüberlaufbecken Münzesheim

Das Regenüberlaufbecken Münzesheim (BMH) ist eines der zentralen Becken des Kanalnetzes. Es ist im Hauptsammler angeordnet und durch das bereits erwähnte BMG, das RÜB Landshausen, das RÜB Gochsheim sowie zehn RÜs vorentlastet (nur drei von diesen sind „direkte“ Vorentlastungsanlagen des BMH). Es ist in hohem Maße entlastungsaktiv, was schon aus der Tatsache geschlossen werden kann, dass sein Drosselabfluss kleiner ist als die Summe der Drosselabflüsse der vorentlastenden RÜBs.

Diese Tatsache jedoch machte es ebenfalls möglich, das BMH per EGL als „Zentralbecken“ zu überrechnen. Analog der Überlegungen beim BMG kann davon ausgegangen werden, dass, wann immer die vorentlastenden Becken aktiv sind, ihr Drosselabfluss auf ein gefülltes BMH trifft. Das beste Ergebnis der EGL wurde mit der Serie von Regenereignissen erreicht, die mit einer Grenze von 15 [0,01 mm/5 min] und einer Grenztrockendauer von 6 h abgegrenzt wurden.

Das Jahresentlastungsvolumen, welches über die EGL berechnet wurde, entsprach dabei 93 % des von SMUSI berechneten. Es zeigt sich, dass durch die Größe des Einzugsgebietes eine Vergleichmäßigung des Abflusses eintritt, die den Voraussetzungen der EGL (Blockregen) besser entspricht als der Abfluss aus kleineren Gebieten. Auch die Problematik der aufeinander folgenden Regenereignissen ist bei einer Grenztrockendauer von 6 h offensichtlich nicht mehr so prägend, wie bei einer Grenztrockendauer von nur einer Stunde.

Wird in SMUSI ohne durchlässige Flächen gerechnet, so sinkt das Entlastungsvolumen um 9 %. Über die EGL werden knapp über 100 % dieses Volumens berechnet. Als sensibel stellten sich dabei erneut die Anfangsverluste heraus: eine (probeweise) Streichung der Verluste in der Berechnung der EGL führt zu einer Überschätzung des Entlastungsvolumens durch diese Methode von mehr als 11 % (im Vergleich zur Berechnung ohne durchlässige Flächen sogar über 20 %).

10.2.6 Regenüberlaufbecken Oberöwisheim

Das Regenüberlaufbecken Oberöwisheim (BOÖ) ist dem BMH nachgeschaltet und neben diesem durch fünf Regenüberläufe vorentlastet. Das BOÖ hat einen deutlich größeren spezifischen Drosselabfluss als das BMH und eine um 16 % geringere Jahresentlastungsrate als dieses. Aus diesem Grund ist es für das BOÖ nicht möglich, es mittels der EGL-Methode als „Zentralbecken“ zu berechnen: es kann Zeitpunkte geben, zu denen das BMH zwar entlastet, das BOÖ aber noch freies Beckenvolumen zur Verfügung hat. In einer detaillierten Betrachtung der SMUSI-Simulationsergebnisse konnten diese auch nachgewiesen werden.

Es gibt trotzdem eine der EGL-Methode angepasste Lösung für diese Beckenkombination, da genau die entgegengesetzte Annahme zu der bisherigen getroffen werden kann: wann immer das BOÖ entlastet, entlastet sicher auch das BMH. Der Drosselabfluss des BOÖ wird somit um den des BMH reduziert und das BOÖ wird als Zentralbecken für den oberhalb

liegenden Bereich ausschließlich des Bereichs des BMH berechnet. Dieser umfasst Oberöwisheim, Neuenbürg und Teile von Münzesheim.

Das BOÖ wird somit mit einer undurchlässigen Fläche berechnet, die halb so groß ist wie die vom BMH. Auch in den Ergebnissen spiegelt sich wieder, dass das BOÖ im Modell eine kleinere Einzugsfläche hat als das BMH: die Kombination von Grenze und Grenztrockendauer, die zum besten Ergebnis führte, war 15 [0,01 mm/ 5 min] und 2 h. Während die Grenze also wiederum gleich anzusetzen ist, muss die Grenztrockendauer verkleinert werden, um dem kleineren Einzugsgebiet (und dem verschiedenen Beckenverhalten) Rechnung zu tragen. Der Anteil, zu dem die Jahresentlastungswassermenge von der EGL bestimmt wurde, betrug 85 %.

Ein Vergleich mit den Ergebnissen von SMUSI unter Ausklammerung von durchlässigen Flächen ergab eine Steigerung des Anteils auf 97 %. Abbildung 10-14 zeigt das berechnete Entlastungsvolumen jedes Entlastungsereignisses über dem Beginn dieses Ereignisses, und zwar für die normale Berechnung von SMUSI (ausgefüllte Rauten), die Berechnung ohne durchlässige Flächen (Dreiecke ohne Füllung) und die Berechnung der EGL (g15, gtd6h - Quadrate ohne Füllung). Man erkennt in dieser Abbildung, dass die EGL Methode bei einzelnen Ereignissen Entlastungsvolumina berechnet, die größer sind als die von SMUSI (ohne durchlässige Flächen) berechneten. Der Grund dieser Überschätzung kann nur in der Unterschlagung der Fließzeiten in der Methode der EGL liegen.

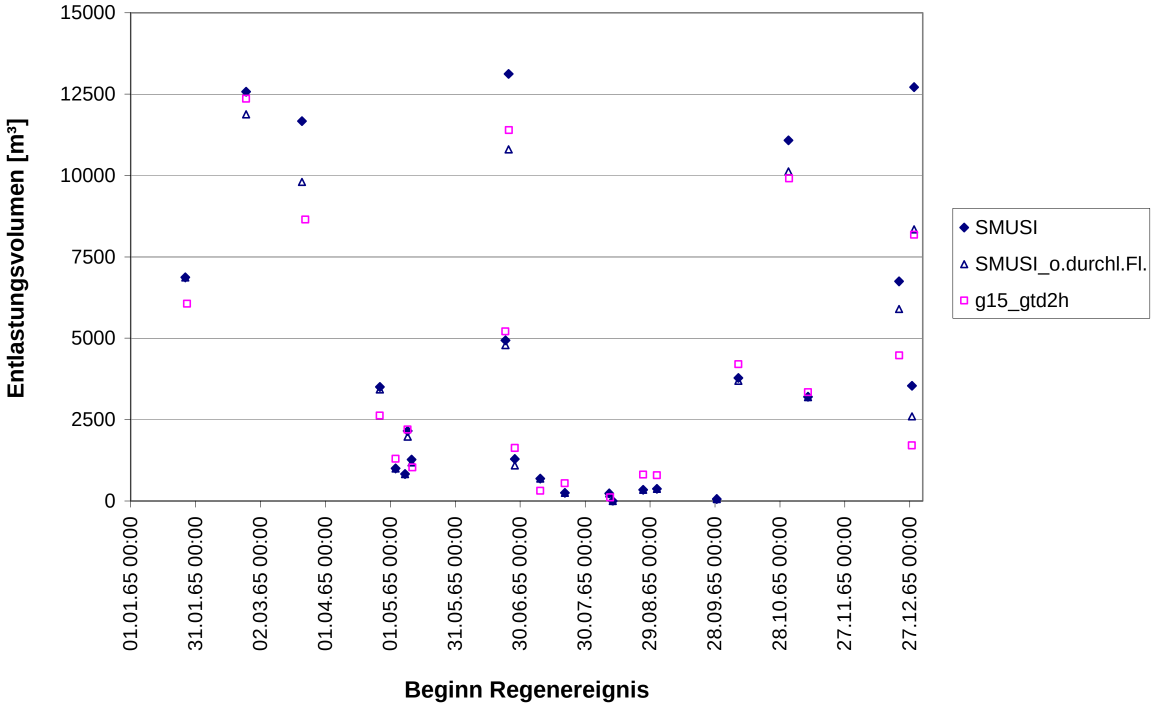


Abbildung 10-14: Entlastungsvolumen jedes Entlastungsereignisses des Niedsim Jahres 1965 aufgetragen über dem Beginn dieses Ereignisses für die drei Berechnungsarten: SMUSI - normale Berechnung, SMUSI_o.durchl.Fl - Berechnung ohne durchlässige Flächen; g15_gtd2h - Berechnung der EGL (Grenze 15 [0,01 mm/ 5 min], Grenztrockendauer 2 h).

Der Vergleich von SMUSI (ohne durchlässige Flächen) und der Kombination g15_gtd2h wurde auch für den gesamten Zeitraum von 30 Jahren durchgeführt. Der Anteil, zu dem die von SMUSI berechneten Entlastungswassermengen von der EGL Methode erfasst wurden, sank in dieser Gegenüberstellung auf 83 %. Eine Verschlechterung des Ergebnisses wurde

erwartet: Da alle Untersuchungen auf das Jahr 1965 beschränkt waren (etwas anderes wäre vom Arbeitsaufwand her nicht möglich gewesen), bestand die Gefahr einer Überanpassung. Das dies jedoch nicht so ist, demonstriert eine Übersicht über den Vergleich der einzelnen Jahre (Abbildung 10-15).

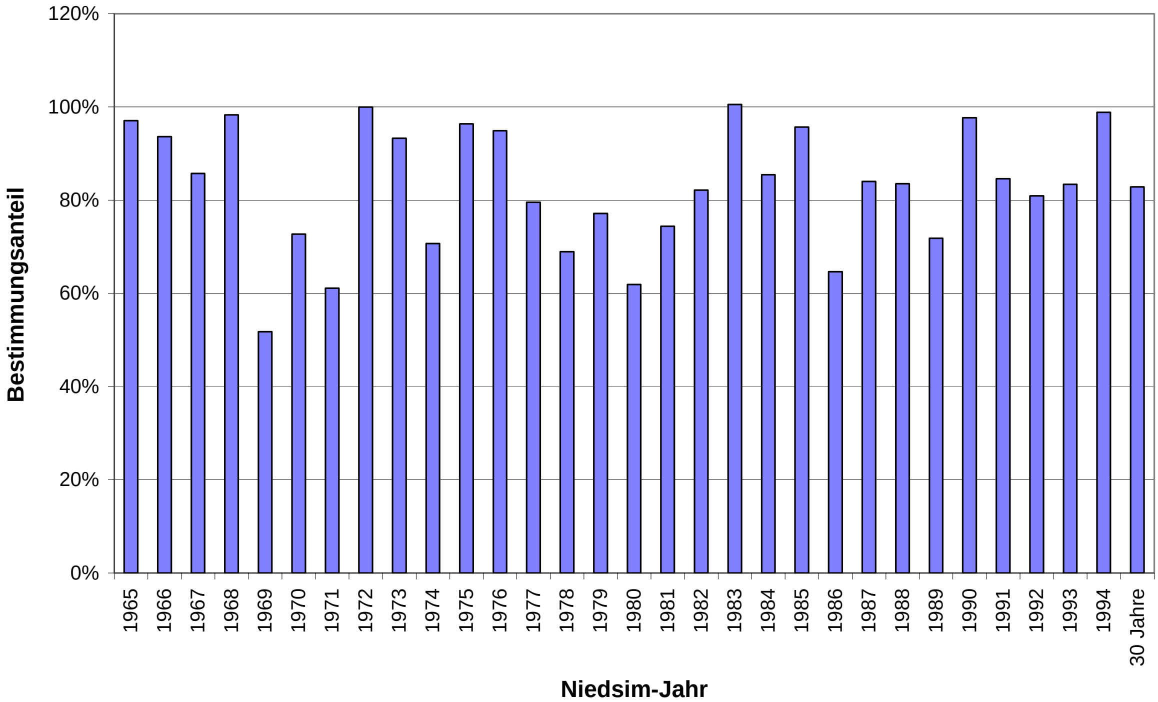


Abbildung 10-15: Prozentsatz, zu dem mit der EGL das Jahresentlastungsvolumen der SMUSI-Berechnungen bestimmt wurde für jedes vorliegende Niedsim Jahr sowie im Durchschnitt.

Es zeigt sich, dass der Anteil, zu dem das Volumen bestimmt wurde, große Schwankungen aufweist und nicht unbedingt im Jahre 1965 am besten war. In manchen Jahren wurden gerade einmal 60 % oder sogar weniger erreicht, überraschenderweise gab es aber auch Jahre, in denen ein Ergebnis von über 100 % erreicht wurde. Das in dieser Hinsicht extremste Jahr - 1983 - wurde nun genauer untersucht. Es zeigt sich, dass das (zu) hohe Ergebnis von einem einzigen Ereignis geprägt wurde. Der Verlauf dieses Ereignisses zusammen mit den automatisiert abgegrenzten Blockregen ist in Abbildung 10-16 zu sehen.

Die Blockregen wurden offensichtlich sehr gut automatisiert abgegrenzt, die Spitze zum Ende des ersten Regenabschnittes wurde im realen System durch die Fließzeiten abgeschwächt, die berechnete Intensität des ersten Blockregens hingegen dürfte sie stark beeinflusst haben. Sie führte damit zu einem hohen Entlastungsvolumen im ersten Teilereignis. Dies erklärt das fehlerhafte Ergebnis der EGL, denn im realen System wird diese Spitze durch die Fließzeiten abgemindert. Der Fehler, der häufig zu einer Unterschätzung der Entlastungswassermengen führt, trat einer detaillierten Analyse der SMUSI-Simulation dieses Ergebnisses zufolge nicht auf: Während der beiden Blockregen war das BOÖ stets gefüllt, es gab keine „Leerlaufzeiten“.

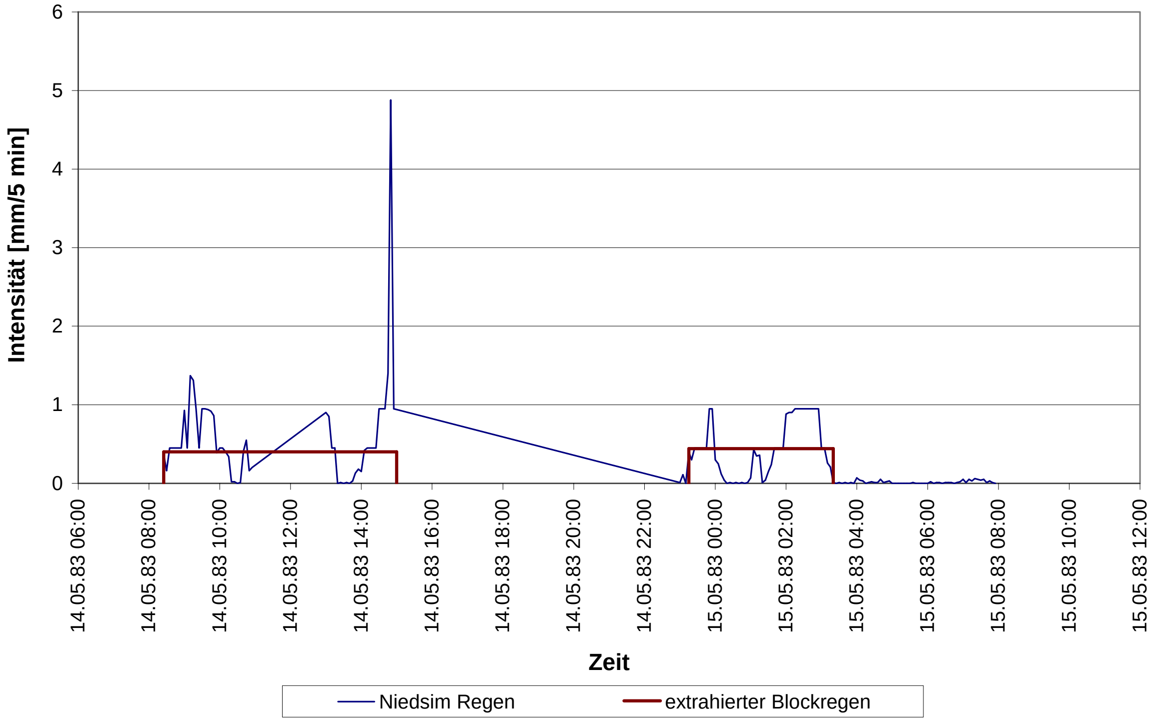


Abbildung 10-16: Niedsim-Ausgangsdaten sowie die daraus automatisiert hergestellten Blockregen (Grenze 15 [0,01 mm/5 min], Grenztrockendauer 2 h) des SMUSI Regenereignis „Nr. 9" des Niedsim-Jahres 1983.

10.2.7 Vorschlag zur Erweiterung der Methode der Entlastungsgrenzlinie

Das Manko der EGL, das nur mit einem konstanten Trockenwetterabfluss gerechnet werden kann, könnte bezüglich der jahrezeitlichen Schwankungen durch eine Berücksichtigung des Zeitpunktes des Regenereignisses behoben werden. Dies ist sinnvoll in Gegenden mit einem ausgesprochenem Jahresgang des Fremdwassers. Denn da nicht nur der Fremdwasseranfall, sondern auch die durchschnittliche Höhe und Charakteristik von Regenereignissen einen Jahresgang besitzen, kann nicht von einem sich über längere Zeiträume ausgleichenden Fehler ausgegangen werden. Die Umsetzung wäre in der Tabellenkalkulation mit nur geringem Mehraufwand durchführbar.

Für diese Lösung gibt es allerdings die gleichen Vorbehalte wie für die zuvor angesprochene Berücksichtigung ereignisspezifischer Anfangsverluste: eine grafische Darstellung des Entlastungsbeginns über *eine* Entlastungsgrenzlinie wäre nicht mehr möglich.

Dieser Mangel kann wiederum behoben werden, indem jedem Niederschlagsereignis die Höhe des Trockenwetterabflussvolumens[20] hinzuaddiert wird und dieses gleichzeitig nicht mehr (als Mittelwert) dem Drosselabfluss abgezogen wird. Die Punkte der einzelnen Ereignisse würden damit um variierende Beträge „heraufrutschen", die EGL würde steiler verlaufen. Analog könnten ereignisspezfische Anfangsverluste von der Höhe des jeweiligen Niederschlagsereignisses abgezogen werden, statt sie einheitlich in der Höhe der EGL zu berücksichtigen. Das Problem der Wahl von Zahlenwerten für die Anfangsverluste wäre

[20] also: Trockenwetterabfluss mal Dauer d. Regenereignisses durch undurchlässige Fläche

damit nicht gelöst. Beiden Varianten läge ein vertretbarer Mehraufwand in der Berechnung in der Tabellenkalkulation zugrunde.

Tageszeitliche Schwankungen des Trockenwetterabflusses können nicht so einfach in der EGL berücksichtigt werden, da sie zu kurzfristig auftreten. Für eine Berechnung von Entlastungswassermengen dürften sie jedoch eher eine untergeordnete Bedeutung haben.

Sollen jedoch auch Mischungsverhältnisse ausgerechnet werden (z.B. für eine spätere Berechnung von Entlastungsfrachten), so ist keine Anpassung der EGL denkbar, die brauchbare Ergebnisse liefern könnte: zu stark integriert die EGL über ein ganzes Regenereignis, Vorentlastungen sind diesbezüglich überhaupt nicht handhabbar.

10.2.8 Zusammenfassung der Untersuchung der Methode der Entlastungsgrenzlinie

Die Methode der EGL hat sich in dieser Untersuchung erneut als gutes Mittel erwiesen, um Entlastungsvolumina auf einfachem Wege abzuschätzen. Ihre Anwendung auch an vorentlasteten Bauwerken bereitet keine grundsätzlichen Probleme, im Gegenteil: die Ergebnisse der vorentlasteten Bauwerke fielen deutlich besser aus als die der nicht vorentlasteten Bauwerke[21]. Sie sind allerdings als Berechnung von Zentralbecken zu sehen.

Dabei dürfen die besonderen Umstände der untersuchten Bauwerke nicht aus den Augen verloren werden: Es konnte stets eindeutig bestimmt werden, ob ein vorentlastendes Regenbauwerk deutlich häufiger oder wesentlich seltener entlastet, die EGL konnte entsprechend an diese Situation angepasst werden. In anderen Fällen wäre es durch eine für die Berechnung ungünstigere Kombination von spezifischen Drosselabflüssen und Beckenvolumina nicht möglich, diese Aussage zu treffen. Die EGL kann dann nicht zur Anwendung kommen.

An dieser Stelle sei auf die Gefahr hingewiesen, dass die guten Ergebnisse bei den vorentlasteten Bauwerke dadurch zustande gekommen sind, dass die Fließzeiten in der EGL nicht berücksichtigt werden, also durch eine ausgleichende Wirkung verschiedener Fehler. Zudem kann eine Unterschätzung der Entlastungswassermengen dadurch teilweise aufgehoben worden sein, dass der aktivierbare Kanalspeicherraum mit einem zu kleinen Wert in die Berechnungen der EGL eingegangen ist. XANTHOPOULOS berechnete diesen Wert in seiner Dissertation 1990 mit einem hydrodynamischen Abflussmodell und schloss so eine Fehleinschätzung des Speicherraums aus. Im Sinne einer einfachen Herangehensweise kann dies jedoch nicht Teil einer empfohlenen Methode sein.

Ein generelles Problem der EGL bleibt die Reduzierung der Niederschlagsereignisse zu Blockregen. Durch diese besteht stets die Gefahr der Unterschätzung der entlasteten Wassermengen. Die automatisierte Abgrenzung aus dem Niedsim-Kontinuum kann nicht als erfolgreich bewertet werden. Die zu setzende Grenze erwies sich zwar als beständiger Wert und die optimale Grenztrockendauer ließ sich plausibel mit den Einzugsgebietseigenschaften des betrachteten Entlastungsbauwerkes verbinden. Der Vergleich über 30 Jahre zeigte jedoch, dass die Entlastungswassermengen im Mittel unterschätzt werden, zugleich treten Schwankungen zwischen den Jahren von über 40 % auf. Nur eine händische Abgrenzung von Regenereignissen kann die Zusammenfassung von Ereignissen verhindern, die in bezug auf das betrachtete Becken als unabhängig voneinander betrachtet werden müssen.

Ein wesentlicher Fehler in der Berechnung der EGL ergab sich in den vorliegenden Untersuchungen durch die Vernachlässigung der durchlässigen Flächen. Diese können generell nicht mit dieser Methode berücksichtigt werden, da ihr Oberflächenabfluss in hohem

---

[21] wozu an dieser Stelle auch das BMG gezählt werden soll

Maße von der Vorgeschichte und anderen Parametern abhängig ist. Selbst wenn dieser Abfluss in SMUSI überschätzt würde, könnte doch sein Einfluss in der EGL nicht quantifiziert werden. Eine bedeutende Unsicherheit bleibt bestehen.

Als sensibel für die Berechnung stellten sich auch die Anfangsverluste heraus. In dieser Untersuchung konnten die Verluste in der EGL den (gewichteten) des Modells SMUSI gleichgesetzt werden, womit eine direkte Vergleichbarkeit gegeben war. Generell kann diese Erkenntnis nur dazu Anlass geben, die Anfangsverluste sorgfältig und einzugsgebietsspezifisch zu wählen. Beobachtungen vor Ort sich hier sicherlich der Königsweg („Ab welcher Ereignishöhe führt ein Niederschlag zu erhöhtem Abfluss im Kanal?“).

Der Fehler, der in den Ergebnissen der EGL dadurch auftritt, dass in dieser keine Drosselkennlinie berücksichtigt wird, ist vernachlässigbar.

Unter Abwägung der oben aufgeführten Auswertungen kann die Entlastungsgrenzlinie für eine generelle Anwendung mit automatisiert abgegrenzten Regenereignissen nicht empfohlen werden. Die Arbeit mit dieser Methode für eine begrenzte Anzahl realer Niederschlagsereignisse (unter gewissen Voraussetzungen) auch in vorentlasteten Gebieten ist davon nicht berührt - solange der Abfluss von durchlässigen Flächen bei den bearbeiteten Regenereignissen vernachlässigbar ist.